

**Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**AVALIAÇÃO DA DINÂMICA MICROBIANA E PLANCTÔNICA  
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO UTILIZADAS NO  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**Viviane Furtado Velho**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
JULHO/2008**

**Universidade Federal de Santa Catarina  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**AVALIAÇÃO DA DINÂMICA MICROBIANA E PLANCTÔNICA  
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO UTILIZADAS NO  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**Viviane Furtado Velho**

**Trabalho apresentado à Universidade Federal  
de Santa Catarina para Conclusão do Curso de  
Engenharia Sanitária e Ambiental.**

**Orientadora  
Profa. Dra. Rejane Helena Ribeiro Da Costa**

**Co-orientadora  
Mestranda Heloísa Fernandes**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
JULHO/2008**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA DINÂMICA MICROBIANA E PLANCTÔNICA DE LAGOAS  
DE ESTABILIZAÇÃO UTILIZADAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE  
ATERRO SANITÁRIO**

**VIVIANE FURTADO VELHO**

**Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos para  
Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental -  
TCC II**

**BANCA EXAMINADORA:**

---

**Profa. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa**  
(Orientadora)

---

**Profa. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto**  
(Membro da Banca)

---

**Doutoranda Claudia Lavina Martins**  
(Membro da Banca)

**FLORIANÓPOLIS, (SC)  
JULHO/2008**

*As minhas orientadora e co-orientadora professora Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa e Mestranda Heloísa Fernandes, das quais recebi apoio e conhecimento neste período de estudo.*

*Aos meus pais pela oportunidade de concluir mais uma etapa de estudos em minha vida, proporcionando a realidade de uma experiência acadêmica e experiência de vida.*

*A toda minha família e amigos pelo carinho, incentivo, e por compartilharem grandes momentos de alegria.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por escutar-me em todos os momentos difíceis de minha vida e me proporcionar ensinamentos que me fazem crescer espiritualmente a cada dia, e por ser a voz da minha consciência dando-me coragem e determinação para concluir mais uma etapa em minha vida.

Aos professores, pela oportunidade dada ao meu crescimento pessoal e profissional.

Aos colegas de Curso, pelos momentos de convivência, e principalmente “as legais” pelas reuniões e programas de grande diversão.

As meninas do LIMA, Arlete e Eliane, pelo auxílio, amizade e dedicação.

A equipe LABEFLU, Claudia, Heloísa, Ismael, Luis Felipe, Rafaela e Professora Rejane, pelo apoio na realização dos ensaios de laboratório e as divertidas reuniões no laboratório experimental.

Aos membros da banca pela avaliação e contribuições dadas a este trabalho.

A minha mãe, pelo estímulo nas horas de estudo, pelo amor, pela amizade e carinho dedicado.

Ao meu irmão Vinícius (in memória), que sempre me incentivou, dando carinho e atenção em momentos difíceis, que sempre esteve e estará presente em pensamento.

Ao meu pai pela oportunidade de estar concretizando um grande objetivo de vida, pelo carinho e amizade.

A toda minha família e amigos que sempre estiveram ao meu lado, proporcionando-me alegrias e incentivando-me nos momentos difíceis.

## RESUMO

O lixiviado apresenta elevada concentração de matéria orgânica assim como quantidades consideráveis de substâncias inorgânicas. Atualmente, o tratamento deste efluente representa um grande desafio, pois sua composição varia em função da heterogeneidade dos resíduos dispostos e da idade do aterro. Este estudo foi realizado em uma Estação Piloto de tratamento biológico, localizada na Universidade Federal de Santa Catarina, a fim de investigar a dinâmica dos microrganismos durante este processo e sua correlação a algumas variáveis abióticas. O sistema é composto por três lagoas de estabilização em série. Amostras foram coletadas em pontos pré-determinados e com elas realizadas as análises para identificação dos microrganismos presentes, período de agosto de 2007 a maio de 2008, sendo para as bactérias utilizada a técnica de Hibridização Fluorescente *in situ*. A classificação taxonômica das microalgas foi realizada segundo a metodologia de Bicudo & Bicudo (1970), em amostra fresca ou fixada com lugol (1:100). A quantificação dos grupos dominantes foi realizada em Câmara de Sedgewick-Rafter segundo Agujaro et. al, (2006). Para as variáveis físico-químicas, estudo realizado de janeiro de 2008 a maio de 2008, as técnicas de amostragem e conservação foram realizadas de acordo com Nush (1980) e APHA- AWWA- WEF (1998). Os parâmetros observados foram sólidos em suspensão (mg/L), clorofila *a* (µg/L), demanda química de oxigênio (mg/L), demanda bioquímica de oxigênio (mg/L), além de utilizada uma sonda multiparâmetros YSI-6150 para determinação da temperatura (°C), pH, condutividade (mS/cm), potencial redox (mV) e oxigênio dissolvido (mg/L). As análises apontaram a ocorrência de pelo menos 5 *taxa*, com predominância de organismo pertencente à divisão *Chlorophyta*. Os parâmetros OD, pH, temperatura e sólidos suspensos variaram consideravelmente de acordo com a profundidade em todo o período estudado. A identificação da comunidade bacteriana apresentou grande variação durante o estudo. Em relação à eficiência do sistema, para os dois períodos avaliados, foram encontrados valores de 40% a 60% para DQO, sendo que esta alcançou um pico de 85% no verão; 40% a 50% para SS; 75% a 90% para DBO, com picos de 95% no outono.

**Palavras-chaves:** lixiviado, lagoas de estabilização e dinâmica dos microrganismos.

## ABSTRACT

The leachate presents high concentration of organic material as well as considerable amounts of inorganic substances. Currently, treatment of leachate is a major challenge because their composition varies according to the heterogeneity of waste disposed and age of the landfill. This study was conducted in a biological treatment Pilot Station, located at the Federal University of Santa Catarina, in order to investigate the dynamics of microorganisms during this process and its correlation to some abiotic variables. The system consists of three lagoons of stabilization in series. Samples were collected at pre-determined points and the analyses were performed with them for identification of microorganisms present, in the period August 2007 to May 2008, for the bacteria was used the technique of Fluorescent *in situ* hybridization. The taxonomic classification of microalgae was performed using the methodology of Bicudo & Bicudo (1970), fresh or fixed sample with lugol (1:100). the dominant groups were quantified with the Board of Sedgewick-Rafter according Agujaro et. al, (2006). For variables physical-chemical, study conducted from January 2008 to May 2008, sampling techniques and conservation were performed according to Nush (1980) and APHA-AWWA, WEF (1998). The parameters were observed solid material (mg / L), chlorophyll *a* (µ g / L), chemical oxygen demand (mg / L), biochemical oxygen demand (mg / L), and used a multiparameter probe YSI-6150 to determine the temperature (° C), pH, conductivity (mS / cm), redox potential (mV) and dissolved oxygen (mg / L). The analyses indicated the presence of at least 5 infrageneric taxa, with a predominance of body belonging to the division *Chlorophyta*. The parameters OD, pH, temperature and suspended solids varied considerably according to depth throughout the study period. The identification of the bacterial community showed great variation during the study. Regarding the efficiency of the system, for the two periods measured, were found values of 40% to 60% for COD, and this reached a peak of 85% in summer, 40% to 50% for SS; 75% to 90% for BOD, with peaks of 95% in the autumn.

**Keywords:** leachate, lagoons of stabilization and dynamics of microorganisms.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>iii</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>iv</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....</b>	<b>v</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS e JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>2</b>
<b>2.1 Objetivo Geral.....</b>	<b>2</b>
<b>2.2 Objetivos Específicos.....</b>	<b>2</b>
<b>2.3 Justificativa.....</b>	<b>2</b>
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>3</b>
<b>3.1 A problemática ambiental e social dos resíduos sólidos.....</b>	<b>3</b>
<b>3.2 Aterro Sanitário como solução para a problemática dos resíduos sólidos.....</b>	<b>3</b>
<b>3.3 Lixiviado e seu potencial de contaminação.....</b>	<b>4</b>
<b>3.4 Tratamento dos lixiviados.....</b>	<b>5</b>
<i>3.4.1 Lagoas de Estabilização.....</i>	<i>6</i>
<i>3.4.2 Lagoas Anaeróbias.....</i>	<i>7</i>
<i>3.4.3 Lagoas Facultativas.....</i>	<i>7</i>
<i>3.4.4 Lagoas de Maturação.....</i>	<i>8</i>
<b>3.5 Principais transformações bioquímicas em lagoas de estabilização.....</b>	<b>9</b>
<i>3.5.1 Transformação do carbono.....</i>	<i>10</i>
<i>3.5.2 Transformação do nitrogênio.....</i>	<i>12</i>
<b>3.6 Microbiota em lagoas de estabilização.....</b>	<b>13</b>
<b>3.7 Quantificação da biomassa algal.....</b>	<b>16</b>
<b>3.8 Dinâmica dos microrganismos no monitoramento do tratamento biológico.....</b>	<b>17</b>
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>19</b>
<b>4.1. Materiais.....</b>	<b>19</b>

4.1.1 Origem e características do efluente.....	19
4.1.2 Caracterização do piloto experimental.....	21
4.1.3 Equipamentos laboratoriais utilizados.....	23
<b>4.2. Métodos.....</b>	<b>23</b>
4.2.1 Amostragem.....	23
4.2.2 Parâmetros de controle.....	25
4.2.3 Identificação da microbiota fitoplanctônica.....	25
4.2.4 Identificação da microbiota bacterioplanctônica – FISH.....	25
4.2.5 Quantificação da microbiota fitoplanctônica.....	27
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>29</b>
<b>5.1. Diversidade taxonômica – análises microscópicas.....</b>	<b>29</b>
<b>5.2. Avaliação da Biomassa algal.....</b>	<b>33</b>
5.2.1 Clorofila <i>a</i> .....	33
5.2.2 Sólidos suspensos.....	35
5.2.3 Demais variáveis físico-químicas.....	37
<b>5.3. Avaliação do plâncton.....</b>	<b>39</b>
<b>5.4. Quantificação da biomassa fitoplanctônica.....</b>	<b>42</b>
5.4.1 Densidade relativa e riqueza de espécies.....	42
5.4.2 Índice de ocorrência de espécies.....	43
5.4.3 Produtividade da biomassa algal.....	44
<b>5.5. Análise de FISH – Hibridização Fluorescente <i>in situ</i>.....</b>	<b>45</b>
<b>5.6 Avaliação do desempenho do sistema de lagoas.....</b>	<b>47</b>
5.6.1 Variáveis Físico-químicas.....	47
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>50</b>
<b>6.1 Conclusões.....</b>	<b>50</b>
<b>6.2 Recomendações.....</b>	<b>51</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>52</b>



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Esquema representativo da relação mutualística entre as algas e as bactérias heterotróficas na zona fótica das lagoas facultativas.....	13
<b>Figura 2:</b> Vista parcial do aterro sanitário de Biguaçu.....	20
<b>Figura 3:</b> Esquema simplificado do tratamento.....	21
<b>Figura 4:</b> Sistema de tratamento piloto.....	22
<b>Figura 5:</b> Esquema de coleta de amostras – croqui planta baixa.....	24
<b>Figura 6:</b> Esquema de coleta de amostras – croqui vista lateral.....	24
<b>Figura 7:</b> A) Variação na densidade ( $10^3$ ind/mL) do gênero <i>Chlamydomonas ehrenbergi</i> , na Lagoa 2, ao longo das estações. B) Variação na densidade e distribuição espacial ao longo das estações na lagoa 2, de <i>Chlamydomonas ssp.</i> ( $10^3$ ind./mL).....	29
<b>Figura 8:</b> A) Variação na densidade ( $10^3$ ind/mL) do gênero <i>Chlamydomonas ehrenbergi</i> , na Lagoa 3, ao longo das estações. B) Variação na densidade e distribuição espacial ao longo das estações na lagoa 3, de <i>Chlamydomonas ssp.</i> ( $10^3$ ind./mL).....	30
<b>Figura 9:</b> Microrganismos encontrados nas Lagoas 2 e 3. A) Dominância na Lagoa 2 de gênero <i>Chlamydomonas</i> ; B) Presença de <i>Nitzschia sp.</i> na Lagoa 3; C) <i>Chlamydomonas ssp.</i> em processo reprodutivo (agrupamento das células e perda dos flagelos) freqüente nas Lagoas 2 e 3; D) <i>Chlamydomonas ssp.</i> em processo de divisão; E) <i>Navicula sp.</i> presente em ambas as Lagoas e F) <i>Chlamydomonas ssp.</i> .....	31
<b>Figura 10:</b> A) <i>Chlamydomonas ssp.</i> em processo reprodutivo na Lagoa 3 (agrupamento das células e perda dos flagelos); B) <i>Chlamydomonas ssp.</i> em processo reprodutivo na Lagoa 2.....	32
<b>Figura 11:</b> Microrganismos encontrados na Lagoa 1. A) Microrganismos coletados na superfície (10 cm) e B) Microrganismos de fundo (50cm).....	33
<b>Figura 12:</b> Densidade relativa das espécies do gênero <i>Chlamydomonas</i> nas Lagoas 2 e 3.....	42
<b>Figura 13:</b> Riqueza de espécies da população fitoplanctônica nas Lagoas 2 e 3.....	42
<b>Figura 14:</b> Distribuição do índice de ocorrência nas Lagoas 2 e 3.....	43
<b>Figura 15:</b> Variação temporal da produtividade da biomassa algal (gSS/m <sup>2</sup> /d) na Lagoa 2.....	44
<b>Figura 16:</b> Variação temporal da produtividade da biomassa algal (gSS/m <sup>2</sup> /d) na Lagoa 3.....	44
<b>Figura 17:</b> Células hibridizadas para análise de eubactérias: A) DAPI (100%) e B) EUB mix (≅ 70%).....	46
<b>Figura 18:</b> Células hibridizadas para análise de bactérias do gênero <i>Desulfotomaculum</i> : DAPI (100%) e B) DSV (≅ 20%).....	47
<b>Figura 19:</b> Eficiências de remoção das variáveis físico-químicas.....	49

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Características e fatores ambientais das principais transformações bioquímicas envolvidas no tratamento em lagoas de estabilização.....	9
<b>Tabela 2:</b> Função dos diferentes grupos do plâncton no tratamento de efluentes em lagoas de estabilização.....	14
<b>Tabela 3:</b> Zooplâncton de lagoas de estabilização de efluentes.....	16
<b>Tabela 4:</b> Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu.....	20
<b>Tabela 5:</b> Características Físicas das Lagoas do Sistema de Tratamento em Escala Piloto.....	22
<b>Tabela 6:</b> Análises realizadas e métodos utilizados.....	25
<b>Tabela 7:</b> Descrição das sondas utilizadas na detecção dos microrganismos presentes nas Lagoas 1 e 2 pela técnica de FISH.....	27
<b>Tabela 8:</b> Categorias da biomassa hibridizada.....	28
<b>Tabela 9:</b> Resultados de Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ ) no período de verão na Lagoa 2.....	33
<b>Tabela 10:</b> Resultados de Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ ) no período de outono na Lagoa 2.....	34
<b>Tabela 11:</b> Resultados de Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ ) no período de verão na Lagoa 3.....	34
<b>Tabela 12:</b> Resultados de Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g/L}$ ) no período de outono na Lagoa 3.....	34
<b>Tabela 13:</b> Resultados de Sólidos Suspensos ( $\text{mg/L}$ ) na Lagoa 2.....	36
<b>Tabela 14:</b> Resultados de Sólidos Suspensos ( $\text{mg/L}$ ) na Lagoa 3.....	37
<b>Tabela 15:</b> Resultados obtidos em diferentes profundidades de pH, OD e temperatura na Lagoa 2.....	38
<b>Tabela 16:</b> Resultados obtidos em diferentes profundidades de pH, OD e temperatura na Lagoa 3.....	39
<b>Tabela 17:</b> Densidade total do fitoplâncton (indivíduos/mL) na lagoa 2 (n=63).....	40
<b>Tabela 18:</b> Densidade total do fitoplâncton (indivíduos/mL) na lagoa 3 (n=60).....	40
<b>Tabela 19:</b> Distribuição do fitoplâncton em diferentes profundidades (indivíduos/mL) na lagoa 2 (n=63).....	41
<b>Tabela 20:</b> Distribuição do fitoplâncton em diferentes profundidades (indivíduos/mL) na lagoa 3 (n=60).....	41
<b>Tabela 21:</b> Índice de ocorrência de espécies e as categorias para as espécies identificadas nas Lagoas 2 e 3.....	43
<b>Tabela 22:</b> Valores obtidos para as variáveis físico-químicas na Lagoa 1.....	47
<b>Tabela 23:</b> Valores obtidos para as variáveis físico-químicas na Lagoa 2.....	48
<b>Tabela 24:</b> Valores obtidos para as variáveis físico-químicas na Lagoa 3.....	48

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

C - Concentração algal  
CH<sub>2</sub>O - Carboidrato  
CO<sub>2</sub> - gás carbônico  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
d - profundidade da lagoa  
DAPI - 4,6 – diamino –2 phenyl- indol  
DBO - Demanda bioquímica de Oxigênio  
DQO - Demanda Química de Oxigênio  
DNA – ácido desoxirribonucleico  
Dr - densidade relativa  
FA - formaldeído  
FISH - Hibridização fluorescente *in situ*  
H<sup>+</sup> - íon hidrogênio  
H<sub>2</sub>O - água  
IOE - índice de ocorrência de espécies  
LABEFLU - Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos  
LARESO - Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos  
LBBMM - Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos  
LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente  
N - número total de indivíduos.  
Na - número de indivíduos da espécie presentes na amostra  
NBR Norma Brasileira Regulamentação  
NH<sub>3</sub> - amônia livre  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - íon amônio  
O - oxigênio gasoso  
OD - Oxigênio dissolvido  
P - número total de amostras  
pH - Potencial Hidrogeniônico  
Pi - número de frequência da espécie *i* nas amostras  
Pr - produtividade da biomassa algal  
PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico  
PVC – policloreto de vinila

**LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS - Continuação**

TRH - tempo de retenção hidráulico

RNAm - ácido ribonucleico mensageiro

RNAr - ácido ribonucleico ribossômico

S - riqueza de espécies

SS - Sólidos Suspensos

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

UV - radiação ultravioleta

Ø - tempo de residência

°C Graus Celsius

## 1. INTRODUÇÃO

O atual modelo consumista de nossa sociedade, caracterizado pela redução da vida útil dos bens de consumo tem promovido uma crescente geração de resíduos. A destinação final dada a esses nem sempre tem sido adequada, a possibilidade de contaminação ambiental, associada à necessidade de grandes áreas para a disposição e tratamento, fazem dos resíduos um dos mais sérios problemas a ser enfrentado pelas administrações públicas municipais.

Uma das possibilidades mais amplamente utilizadas para a disposição final de resíduos sólidos têm sido os aterros sanitários, que promovem o confinamento dos resíduos a menor área possível e ao menor volume permissível, sendo bem executado, transforma-se em uma boa alternativa. Contudo, apresentam como inconveniente a geração de lixiviados, que se originam durante a decomposição dos resíduos urbanos. Estes são formados por compostos orgânicos, inorgânicos, e pela água de infiltração que percola através dos resíduos, promovendo assim um potencial problema de poluição para as águas superficiais e, principalmente, para as águas subterrâneas.

Devido às suas características, os lixiviados devem ser tratados antes de serem lançados no meio ambiente, evitando-se assim maiores riscos de contaminação. Entretanto, o tratamento de lixiviado representa um grande desafio, uma vez que sua composição se altera em função das características dos resíduos dispostos no aterro e, principalmente, com a idade do aterro. Os métodos de tratamento biológico do lixiviado se assemelham com os utilizados no tratamento de esgotos domésticos: lodos ativados, lagoas (anaeróbias, facultativas), reator UASB, filtros biológicos e *wetland*. Contudo, no Brasil utiliza-se com mais frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação) onde ocorre a remoção da carga orgânica dos lixiviados pela ação das bactérias.

O conhecimento da microbiologia e ecologia dos microrganismos envolvidos nos processos biológicos de depuração do lixiviado é de extrema importância para o controle e eficiência do tratamento, pois permite avaliar as relações destes microrganismos com ambiente e com outros organismos. Além das bactérias existem outros microrganismos interessados no processo, como: protozoários, fungos, algas e vermes. A identificação destes e o conhecimento de sua fisiologia podem evidenciar o papel de cada um nas etapas do tratamento. Com base nesses dados, pode-se garantir o máximo rendimento do sistema, bem como individualizá-lo para um determinado efluente.

Dessa forma, este trabalho tem como objetivo identificar os microrganismos presentes nas lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, bem como evidenciar as reações de depuração biológica que ali estão ocorrendo, baseado na fisiologia e ecologia destes organismos. A identificação destes microrganismos se dará através de análises microscópicas e por técnicas de biologia molecular.

Este estudo foi desenvolvido em um sistema piloto de tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário, localizado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) e Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Santa Catarina. As variáveis físico-químicas foram analisadas no Laboratório Integrado do

Meio Ambiente (LIMA) e as análises microscópicas e de biologia molecular forma realizadas no Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos (LBBMM), localizados na Universidade Federal de Santa Catarina.

## **2. OBJETIVOS e JUSTIFICATIVA**

### **2.1. Objetivo Geral**

Avaliar a dinâmica microbiana e planctônica de lagoas de estabilização utilizadas no tratamento de lixo de aterro sanitário.

### **2.2. Objetivos Específicos**

Os objetivos específicos são:

- Caracterizar as bactérias presentes na unidade anaeróbia de tratamento envolvida no processo de depuração biológica do lixo, através da técnica de “Fluorescence *in situ* Hybridization” (FISH);
- Efetuar análises microscópicas qualitativas e quantitativas, do sistema aeróbio de lagoa, a fim de verificar a efetiva participação de diferentes grupos fitoplanctônicos no processo de tratamento;
- Correlacionar a ocorrência e distribuição dos microrganismos com as características físico-químicas das Lagoas de Estabilização estudadas.

### **2.3. Justificativa**

A incorreta destinação final dos resíduos urbanos e a conseqüente liberação do lixo ao meio ambiente, possibilitam a contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, assim como podem causar problemas de saúde pública.

As lagoas de estabilização são sistemas de simples implantação, manutenção e de baixo custo, representando uma proposta viável para países tropicais e situações onde a disponibilidade de área não é um fator limitante a ser considerado. Assim, para viabilizar o tratamento do lixo produzido no aterro sanitário do município de Biguaçu - SC - que recebe resíduos domésticos, comerciais e, eventualmente, industriais de 37 municípios catarinenses (totalizando aproximadamente 14 mil toneladas/mês), este estudo visa uma contribuição adicional à maneira de tratar o lixo, uma vez que traz uma abordagem taxonômica dos microrganismos presentes nas etapas de tratamento, de forma a garantir a minimização dos impactos ambientais relacionados aos problemas de manutenção e controle operacional das estações, atuando como uma ferramenta de controle de qualidade do efluente.

Este estudo desenvolvido junto aos grupos de pesquisas do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) e do Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental deu continuidade aos trabalhos já realizados no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB 5 – tema 3 – resíduos sólidos. O sistema de tratamento utilizado para a realização deste estudo consiste em uma estação, em escala piloto, para tratamento

biológico de lixiviado composto por 3 lagoas em série. Esta pesquisa utilizou como ponto de partida a dinâmica dos microrganismos presentes nas lagoas, a fim de estabelecer a relação entre o perfil biológico e a remoção dos parâmetros físico-químicos, possibilitando um diagnóstico das condições operacionais garantindo assim, um melhor controle e monitoramento do sistema.

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 A problemática ambiental e social dos resíduos sólidos**

O crescimento acelerado da industrialização e da urbanização resultou em um aumento do consumo de produtos e materiais diversos, que associado as ineficazes políticas de equacionamento de resíduos, como a minimização da produção e valorização através da reciclagem e reutilização, têm aumentado a geração destes, principalmente nas grandes cidades e regiões metropolitanas.

A disposição inadequada dos resíduos pode resultar em problemas de ordem ambiental e social, a possibilidade de contaminação associada à necessidade de grandes áreas para a disposição e tratamento, fazem dos resíduos um dos mais sérios problemas a ser enfrentado pelas administrações públicas municipais. A falta de um sistema integrado de gerenciamento de resíduos que compreenda a sua coleta, transporte e correta disposição final pode causar uma série de problemas ambientais e de saúde pública dentre os quais: a contaminação da população (pelo contato com bactérias, microorganismos, substâncias e objetos infectantes), proliferação de vetores (condições favoráveis para o surgimento de organismos transmissores de doenças), catação (a disposição inadequada dos resíduos, como em lixões a céu aberto, leva algumas pessoas a atividade da catação sem qualquer cuidado com higiene e segurança, resultando em subempregos e má qualidade de vida), poluição do solo (quando dispostos inadequadamente sobre o solo, acarretam várias alterações em suas características, tornando-se um poluidor potencial de águas subterrâneas), poluição das águas (ao serem carregados pelas águas das chuvas causam impacto as águas superficiais devido a sua composição altamente tóxicas e poluidoras) e poluição do ar (partículas emitidas para a atmosfera e odores podem produzir efeitos nocivos ao homem e ao meio ambiente) (BRASIL, 2004).

“Segundo a legislação federal (Decreto nº 49.974-A de 21/01/61 - Código Nacional de Saúde - Art. 40) cabe aos governos municipais a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos urbanos (entendido como resíduos sólidos urbanos domiciliares, comercial e público) produzidos no município, em condições que não tragam malefícios ou inconvenientes à saúde, ao bem estar público e à estética”.

#### **3.2 Aterro sanitário como solução para a problemática dos resíduos sólidos**

Embora as campanhas e políticas de equacionamento para a problemática dos resíduos adotem como forma de minimização a redução da produção e do consumo, bem como o aumento da vida útil dos produtos a partir da reutilização e reciclagem, a

disposição de resíduos sólidos no solo continua sendo a forma de destinação final mais comum em todo o mundo.

Conforme a NBR 8419/84, que estabelece os procedimentos para uma correta elaboração de projetos, os aterros sanitários devem conter:

- Instalações de apoio;
- Sistema de drenagem de água pluvial;
- Sistema de coleta e tratamento de lixiviados e de drenagem de gases formados a partir da decomposição da matéria orgânica presente no lixo;
- Impermeabilização lateral e inferior, de modo a evitar a contaminação do solo e do lençol freático.

Dentre as diversas formas de tratamento de resíduos sólidos, os aterros sanitários destacam-se como o método de disposição final de resíduos mais utilizado no Brasil para minimizar impactos negativos de ordem ambiental e de saúde pública (FINKLER, 2002). Esta técnica deve permitir que os resíduos sejam confinados sob o solo, e que os líquidos e gases resultantes dos processos de decomposição sejam devolvidos ao meio ambiente com o mínimo de impacto, considerando uma correta captação para um posterior tratamento.

Segundo Lima (1991), as vantagens dos aterros sanitários são:

- Solução mais econômica, quando comparada a outros processos;
- Disposição do lixo de forma adequada;
- Capacidade de absorção diária de grande quantidade de resíduos;
- Condições especiais para decomposição biológica da matéria orgânica do lixo.

Os aterros sanitários têm sido utilizados como uma forma de disposição final de resíduos sólidos, contudo possuem produtos finais da degradação dos resíduos, em especial os lixiviados, que necessitam de um controle efetivo, pois apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados, ácidos, sais e microrganismos, com um potencial de contaminação bem maior do que o de muitos despejos industriais (MARTINS et. al, 2005).

A grande maioria dos aterros não possui critérios operacionais, de implantação e de monitoramento ou não os adotam, dificultando a caracterização e quantificação dos lixiviados e gases gerados, e o posterior tratamento destes. (SEGATO e SILVA, 2000; REINHART e GROSH, 1998; BARBOSA et al., 1999; FINKLER, 1999).

### **3.3 Lixiviado e seu potencial de contaminação**

Os lixiviados têm sido considerados por muitos autores como fontes potenciais de poluição das águas superficiais e subterrâneas, apresentando consideráveis variações, tanto de quantidade como de composição química. Segundo Fleck (2003), os efeitos mais imediatos do lançamento dos lixiviados em corpos hídricos estão associados ao decaimento dos níveis de oxigênio dissolvido, ocasionado pela demanda de oxigênio do efluente e a eutrofização dos cursos d'água, devido às elevadas concentrações de nitrogênio presentes no mesmo.

A composição e concentração dos lixiviados estão intimamente relacionadas com as características dos resíduos sólidos dispostos no aterro, com as condições climáticas (quantidade de umidade e de oxigênio disponível) da região em que este se situa, assim



como profundidade, idade, condições operacionais e de projeto do aterro (KEENAN et al., 1984). Todos estes fatores influenciam diretamente na sua composição e, sendo assim, os lixiviados produzidos em cada aterro terão uma composição própria (REINHART & GROSH, 1998).

Os lixiviados são resultantes de uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos, formada durante a decomposição dos resíduos urbanos, que percola através destes, removendo materiais dissolvidos ou suspensos. É um problema de poluição potencial para as águas superficiais e subterrâneas (CAMPBELL, 1993).

Durante sua percolação, os lixiviados arrastam materiais dissolvidos e em suspensão, o que faz com que tenham elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados, ácidos, sais e microrganismos. Estas características tornam este efluente altamente agressivo ao meio ambiente com um potencial de contaminação bem maior do que o de muitos despejos industriais (LEDESMA et al., 2000).

A constituição química dos líquidos percolados varia de acordo com a idade do aterro sanitário tendo como principais componentes: cátions e ânions; metais pesados; compostos orgânicos variados usualmente medidos como carbono orgânico total (COT), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e microrganismos (GERBA, 1996).

### **3.4 Tratamento dos lixiviados**

Devido a sua composição, os lixiviados devem ser tratados antes de serem lançados no meio ambiente, evitando assim maiores riscos de contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais. Contudo, o tratamento de lixiviado representa ainda um grande desafio na elaboração dos projetos de aterros sanitários, pois sua composição se altera em função das características dos resíduos dispostos no aterro e com a idade do aterro (FERREIRA et al. 2003).

Diante do potencial poluidor destes efluentes gerados diariamente em aterros sanitários, a partir da degradação de resíduos sólidos neles depositados, faz-se necessário o estudo detalhado de alternativas para o tratamento destes efluentes (SILVA et al., 2006). As técnicas aplicadas para o tratamento dos lixiviados se assemelham às utilizadas no tratamento de esgotos domésticos: lodos ativados, lagoas (anaeróbias, facultativas), reator UASB, filtros biológicos e *wetland*, obtendo-se bons índices de redução de DBO, entre outros.

A maioria dos aterros brasileiros não possui nenhum tipo de tratamento para o lixiviado ou o trata de maneira ineficiente. Assim, é necessário o desenvolvimento de metodologias de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do lixiviado e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios brasileiros.

As metodologias empregadas no tratamento de lixiviados podem ser divididas em duas categorias: os tratamentos biológicos e os tratamentos físico-químicos. Devido aos diversos componentes químicos do lixiviado, existem várias alternativas que podem ser empregadas em conjunto com a finalidade de obter um efluente final dentro dos padrões de lançamento. Estas alternativas de tratamento incluem processos biológicos aeróbios e anaeróbios e métodos físicos e químicos.

No Brasil, para o tratamento do lixiviado utiliza-se com grande frequência sistemas de lagoas em série (anaeróbias, facultativas, maturação) onde ocorre a remoção da matéria orgânica dos lixiviados, pela ação das bactérias. Existe ainda a possibilidade de recirculação do lixiviado para o aterro, que atenua e dilui os compostos produzidos pela atividade biológica e reações de depuração que ocorrem dentro do aterro sanitário (PIÑEDA, 1998).

Outras técnicas de tratamento de lixiviado podem ser citadas: tratamento em conjunto com o esgoto doméstico; tratamento por processos físico-químicos; tratamento por adsorção em colunas de carvão ativado; e uso de membranas de osmose reversa.

#### *3.4.1 Lagoas de estabilização*

As lagoas de estabilização constituem, dentre os métodos de tratamento de águas residuárias e industriais, uma tecnologia bastante consolidada sendo propícias em virtude do seu reduzido custo, eficiência, facilidade de implantação, manutenção e operação (SILVA et al., 2006).

Suas vantagens em relação a outros tipos de tratamento têm sido destacadas como: alta remoção da carga orgânica, redução de coliformes fecais, além dos custos operacionais e de manutenção mínimos. Como desvantagens têm-se: a demanda de grandes áreas físicas para sua implantação e problemas com odor e proliferação de insetos, além do risco potencial de vazamentos e contaminação das águas subterrâneas (QASIM; CHIANG, 1994).

Este sistema é regulado pelas condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração da luz solar, sendo significativamente favorecido em regiões de clima tropical e subtropical. Além disso, por ser um sistema natural de depuração biológica, necessita de grande disponibilidade de área territorial. No Brasil, tais fatores tornam este sistema viável, assim como relevantes os estudos regionais sobre a eficiência deste processo, a fim garantir sua otimização (GOTARDO, 2005).

Desta forma, esta técnica tem sido bastante solicitada para o tratamento de lixiviados, apresentando-se como eficientes sistemas, e assemelhando-se àquelas do tratamento de esgotos domésticos. Atualmente, são utilizados com frequência sistemas de lagoas anaeróbias e facultativas em série (SILVA et al., 2006; ROCHA et al., 2005; LIMA et al., 2005).

Nas lagoas de estabilização, o tratamento ocorre naturalmente mediante processos bioquímicos, biológicos e físicos regulados por uma diversidade de seres vivos, responsáveis pelas transformações da matéria orgânica e dos nutrientes. São sensíveis às condições climáticas, sendo a temperatura, a insolação e a intensidade de luz solar, os fatores determinantes da eficiência do tratamento nessas unidades, pois controlam a atividade das algas e das bactérias envolvidas no processo. (LINDEMAN, 1942 apud RICKLEFS, 1996).

A estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas. Além da remoção da matéria carbonácea, do ponto de vista sanitário, as lagoas podem alcançar elevadíssimas eficiências de remoção de organismos patogênicos (VON SPERLING et al., 2002).

Nas lagoas de estabilização as bactérias heterotróficas são as principais responsáveis pelo processo de reciclagem dos elementos, no entanto, os fotoautotróficos (algas e cianobactérias) também exercem papel fundamental na produção de oxigênio pela fotossíntese, o qual fica disponível às bactérias para a decomposição aeróbia da matéria orgânica. As algas também promovem nas lagoas a remoção de nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono, para satisfazer suas necessidades nutricionais.

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, ou seja: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias (FERREIRA et al. 2003).

Possuem diferentes formas de configuração, com diferentes números e combinações, de acordo com a qualidade padrão requerida para o efluente (PEARSON et al, 1995). Seu tamanho é estabelecido com base nas relações teóricas e empíricas dos resultados esperados, e o tempo de retenção hidráulica (TRH) é estimado dependendo da qualidade do efluente que se pretenda alcançar (KELLNER e PIRES, 2000).

A configuração mais adequada para remoção do material orgânico é a série anaeróbia seguida de lagoa facultativa, seguida de lagoa de maturação. No entanto, os critérios de projeto devem ser modificados se a remoção de microrganismos patogênicos for o principal objetivo do tratamento (CHERNICHARO, 2002).

#### *3.4.2 Lagoas anaeróbias*

As lagoas anaeróbias representam uma alternativa para a remoção de poluentes orgânicos, porém, devem ser aplicadas na etapa inicial do tratamento, uma vez que, como qualquer outro reator anaeróbio, produzem efluentes com ausência de oxigênio dissolvido e concentrações indesejáveis de amônia e sulfetos, fazendo-se necessária uma etapa posterior de tratamento baseado em processos biológicos aeróbios (MONTEGGIA E SOBRINHO, 1999).

Estas lagoas são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, resultando em ausência de oxigênio dissolvido no meio líquido. A zona fótica (onde existe ação da luz solar) é muito pequena com relação à profundidade e só uma pequena parcela superficial da lagoa consegue produzir oxigênio através das algas. O balanço do oxigênio produzido pela fotossíntese e pela re-aeração atmosféricas é, neste sistema, desprezível (VON SPERLING, 2002).

Segundo Von Sperling (1996) a estabilização em condições anaeróbias é lenta, pelo fato da taxa reprodutiva das bactérias anaeróbias ser baixa. Assim, a eficiência de redução de DBO é em torno de 50% a 60%, tendo maior eficiência no verão (temperatura acima de 15°C), em virtude da maior atividade microbiana em temperaturas elevadas.

#### *3.4.3 Lagoas facultativas*

O sistema de tratamento nas lagoas facultativas consiste na retenção de efluentes líquidos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam (VON SPERLING, 2002).

As lagoas facultativas operam com cargas orgânicas mais baixas e apresentam grande espelho d'água para o desenvolvimento de algas nas camadas superficiais e iluminadas, e para promover a transferência de oxigênio com a atmosfera. O suprimento de oxigênio na camada aeróbia das lagoas facultativas é controlado pelas algas e pela re-aeração através da interface ar/água. Os processos de oxidação bacteriana neste tipo de lagoa convertem o material orgânico a dióxido de carbono, amônia e fosfatos (KÖNIG, 1990).

Neste sistema, forma-se uma camada superior onde predominam as condições aeróbias, e uma camada junto ao fundo onde predominam as condições anaeróbias. O oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias na camada superior provém principalmente das algas nela existentes. A zona facultativa deste sistema corresponde à região que apresenta variação entre presença e ausência de oxigênio dissolvido, atuando parte do tempo em aerobiose e parte em anaerobiose (KELLNER e PIRES, 1998).

A presença dos nutrientes resultantes da atividade bacteriana proporciona um ambiente adequado ao desenvolvimento das algas. Essas algas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes orgânicos (SOUSA, 1994). Indiretamente, elas contribuem para a volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos, proporcionando maior grau de depuração do efluente durante o seu trajeto na lagoa. Existe uma relação mutualística entre as algas e bactérias, embora certas espécies de algas presentes nas lagoas de estabilização possam também utilizar material orgânico diretamente (OSWALD et al., 1953; PIPES e GOTAAS, 1960 apud KÖNIG, 1990).

A concentração de algas é mais elevada do que a de bactérias, fazendo com que o líquido na superfície da lagoa seja predominantemente verde. Em termos de sólidos em suspensão, a concentração é usualmente inferior a 200 mg/L, embora em termos de números elas possam atingir contagens na faixa de  $10^4$  a  $10^6$  organismos por mL (ARCEIVALA, 1981).

As bactérias heterotróficas, através dos processos de oxidação, atuam sobre a matéria orgânica, convertendo-a em biomassa, dióxido de carbono, amônia e fosfatos, os quais serão utilizados pelas algas como nutrientes (BRITO, 1994). Portanto, nesses sistemas existe uma interação complementar entre as algas e bactérias, embora certas espécies de algas presentes possam utilizar material orgânico diretamente.

#### *3.4.4 Lagoas de maturação*

As lagoas de maturação são empregadas geralmente como polimento final em uma série de lagoas. Sua principal função é a eliminação de microrganismos patogênicos, porém, podem ser utilizadas também para a remoção de nutrientes. Constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente, substituindo métodos mais convencionais, como a cloração (VON SPERLING, 2002).

A eliminação de bactérias e vírus ocorre principalmente pela prolongada exposição à radiação solar (radiação UV). Estas unidades de tratamento podem atingir elevadas eficiências na remoção de coliformes ( $E > 99,9$ ) (VON SPERLING et al., 2003).

Neste tipo de lagoa ocorre a maior diversidade de algas, com predomínio dos gêneros sem mobilidade, sendo freqüentemente, colonizadas por zooplâncton e peixes

podendo surgir macrófitas se não houver adequada manutenção do sistema (MARA et al., 1992).

De acordo com Mara et al. (1992), nas lagoas de maturação ocorre menor estratificação biológica e físico-química vertical, e a oxigenação é mais homogênea ao longo do dia em relação às facultativas.

A função primária das lagoas de maturação é a remoção dos microrganismos patogênicos. A eliminação dos patógenos dos efluentes nas lagoas de maturação depende principalmente da exposição dos microrganismos à luz solar (UV), sendo de grande importância a profundidade da lagoa para a penetração da radiação solar na coluna d'água (MAYNARD et al., 1999). No entanto, nesses sistemas de lagoas somente uma fração da DBO sofre redução, porém sua contribuição na remoção de nitrogênio e fósforo é significativa, por meio de volatilização, precipitação e assimilação pela biomassa algal. (MARA et al., 1992).

### 3.5 Principais transformações bioquímicas em lagoas de estabilização

Inúmeros processos bioquímicos estão envolvidos na reciclagem da matéria orgânica e dos nutrientes em lagoas de estabilização. O predomínio de uma ou mais reações é determinado pelo metabolismo das espécies presentes no sistema, sendo que a existência destas está diretamente ligada ao tipo de lagoa envolvido no processo de tratamento. Na tabela 1 encontram-se as quatro principais reações biológicas que ocorrem em lagoas de estabilização, além da nitrificação e desnitrificação.

**Tabela 1:** Características e fatores ambientais das principais transformações bioquímicas envolvidas no tratamento em lagoas de estabilização. Fonte: Adaptado de WPC (1983) e Uehara & Vidal (1989).

REAÇÃO BIOLÓGICA	CARACTERÍSTICAS					FATORES AMBIENTAIS			
	Organismos	Substratos	Principais produtos	Tempo requerido (dias)*	Odores produzidos	Temperatura (°C) Permissível Adequada**	OD	pH	Necessidade de luz
Oxidação aeróbia	Bactérias aeróbias	Carboidratos Proteínas	CO <sub>2</sub> NH <sub>3</sub>	5 – 10	nenhum	0 – 40 15 - 30	Sim	7,0 – 9,0	Não
Redução Fotossintética	Algas	CO <sub>2</sub> NH <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	O <sub>2</sub>	10 – 20	nenhum	4 – 40 15 - 25	Sim	6,5 – 10,5	Sim
Fermentação ácida	Bactérias facultativas heterotróficas	Carboidratos Proteínas Gorduras	Ácidos orgânicos	10 – 20	H <sub>2</sub> S Ácidos orgânicos	0 – 50 10 - 40	Sim e não	4,5 – 7,2	Não
Fermentação metânica	Bactérias produtoras de metano	Ácidos orgânicos	CH <sub>4</sub> CO <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	40 – 50	H <sub>2</sub> S	6 – 30 14 - 30	Não	6,8 – 7,2	Não
Nitrificação	Bactérias Autotróficas	CO <sub>2</sub> NH <sub>3</sub> NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub> NO <sub>3</sub>	30 ou mais	nenhum	10 – 30 15 - 25	Sim	7,5 – 8,6	Não
Desnitrificação	Bactérias facultativas heterotróficas	NO <sub>3</sub> Carboidratos Proteínas Gorduras	N <sub>2</sub>	5 – 10	nenhum	0 – 50 15 - 30	Não	7,0 – 8,0	Não

\*Tempo requerido para o desenvolvimento de uma população estável.

\*\*Os números situados acima da linha dizem respeito à faixa permissível e, os números abaixo da linha referem-se à faixa adequada.

### 3.5.1 *Transformação do carbono*

A matéria orgânica é constituída de sólidos sedimentáveis, coloidais e dissolvidos. Nas lagoas de estabilização os dois primeiros sólidos sedimentam formando a camada de lodo, enquanto que os sólidos dissolvidos permanecem no meio líquido. No fundo das lagoas, os sólidos sedimentados são estabilizados anaerobicamente, e a matéria orgânica não sedimentada juntamente com a matéria solúvel, proveniente da degradação do lodo, são então degradadas sob condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias, dependendo do tipo de lagoa em que está submetido o tratamento (BENTO, 2005).

Quanto a degradabilidade, a matéria carbonácea pode ser dividida em duas frações: fração inerte ou não biodegradável, e outra biodegradável. A fração inerte pode estar presente no efluente ou ser produzida pelo metabolismo dos microrganismos presentes no sistema. A fração biodegradável pode ter uma rápida ou lenta degradação.

Nas lagoas de estabilização, devido ao elevado tempo de retenção hidráulico, em comparação com outros sistemas biológicos de tratamento, ocorre maior remoção da matéria carbonácea lentamente degradável (VON SPERLING, 1995).

Durante o tratamento biológico em lagoas de estabilização a matéria carbonácea é removida por vários mecanismos, sendo os principais:

- Fermentação anaeróbia: ocorre em lagoas anaeróbias e nas camadas de fundo das lagoas facultativas e de maturação;
- Redução fotossintética: ocorre nas zonas fóticas das lagoas facultativas e de maturação;
- Oxidação aeróbia: ocorre nas camadas aeróbias das lagoas facultativas e de maturação

#### **a. Fotossíntese**

É o processo de conversão da energia luminosa em energia química, tendo como produtos a glicose, o amido e o oxigênio. Este processo ocorre com seres procariontes e eucariontes, segundo Ricklefs (1996) mais da metade da fotossíntese na litosfera é realizada por cianobactérias, dinoflagelados, diatomáceas e euglenófitas.

A equação geral da fotossíntese pode ser escrita conforme a equação 1:



De acordo com Odum (1983), a produtividade primária de um sistema ecológico é definida como a taxa na qual a energia luminosa é convertida, pela fotossíntese, em substâncias orgânicas. Pode estar dividida em:

- Produção primária bruta: é a energia total assimilada pela fotossíntese;
- Produção primária líquida: é a energia acumulada na biomassa e disponível ao próximo nível trófico.

A produção líquida de oxigênio na fotossíntese pode ser positiva, negativa ou neutra, pois os organismos fotossintetizantes também utilizam o oxigênio para sua

respiração. Segundo Von Sperling (1995), as microalgas durante as horas iluminadas do dia geram um saldo positivo de compostos orgânicos e oxigênio, o que permite a respiração durante vinte quatro horas, conseqüentemente o balanço entre a produção e o consumo de oxigênio numa lagoa facultativa favorece a produção.

Os principais fatores limitantes da fotossíntese são:

- Temperatura: a fotossíntese ocorre dentro de uma estreita faixa de variação, de 16°C para espécies de climas temperados e até 38°C para espécies de clima tropical (RICKLEFS, 1996). Temperaturas elevadas causam a desnaturação de proteínas inativando a fotossíntese (JUNQUEIRA & CARNEIRO, 1991).

- Nutrientes: os organismos fotossintetizantes necessitam de nutrientes para o processo de síntese e para seu metabolismo, o balanço destes nutrientes está diretamente ligado à espécie.

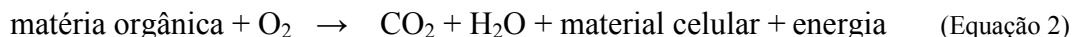
A fotossíntese é responsável pela grande variação do pH em lagoas de estabilização facultativas e aeradas, pois as algas consomem os íons carbonatos e bicarbonatos presentes no meio, nos momentos de maior atividade pode atingir altos valores, sendo que durante a noite estes podem diminuir (SILVA & MARA, 1979).

## **b. Respiração Aeróbia**

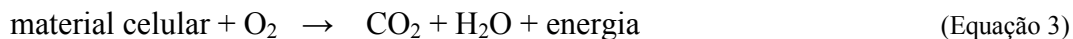
Nos sistemas de tratamento biológico a respiração realizada pelas bactérias consiste na principal forma de remoção da matéria orgânica dos efluentes. Nas lagoas de estabilização a respiração é realizada pelas bactérias heterotróficas, microalgas e zooplâncton.

O processo de oxidação da matéria orgânica passa por duas etapas: a oxidação direta da matéria biodegradável e conseqüente aumento da biomassa bacteriana, e a oxidação do material microbiano celular pelos próprios microrganismos (VAN HAANDEL & CAVALCANTI, 2001).

A primeira etapa constitui-se de atividades de síntese, onde a matéria orgânica é usada pelos microrganismos para suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia (VON SPERLING, 2006), representada na equação 2:



Na etapa final o substrato encontra-se com baixa disponibilidade, o que leva os microrganismos a consumirem o próprio protoplasma microbiano para obterem energia para suas reações celulares (VAN HAANDEL & CAVALCANTI, 2001), resultando numa auto-oxidação, representada na equação 3:



### 3.5.2 Transformação do nitrogênio

Além da matéria carbonácea, as substâncias orgânicas encontradas nos efluentes são constituídas de componentes nitrogenados. Devido aos efeitos deletérios causados por estes compostos ao ambiente natural e a saúde pública, mecanismos envolvidos no processo de degradação biológica dessas substâncias têm sido profundamente estudados.

Nas lagoas de estabilização o ciclo do nitrogênio contempla todas as suas etapas, sendo a volatilização da amônia, a precipitação do nitrogênio particulado e a assimilação da amônia pela biomassa algal, os principais fenômenos envolvidos.

Existem muitas discussões e contradições sobre as formas de remoção do nitrogênio nas lagoas de estabilização, diversos autores concordam que a nitrificação e a desnitrificação não exercem papel principal devido à ausência de áreas de suporte suficientes para a fixação das bactérias nitrificantes e denitrificantes (STONE et al., 1975; FERRARA, 1982; MARA & PEARSON, 1986; MARA et al., 1992; MAYNARD et al., 1999).

#### a. Volatilização da Amônia

É o principal mecanismo de remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização, apesar de não ser um processo biológico. Neste processo ocorre o desprendimento da amônia não ionizada para atmosfera, a concentração da amônia não ionizada é regulada pela reação de equilíbrio dependente do pH, equação 4 (SCHNOOR, 1996):



A amônia não ionizada é volátil e pode ser removida via difusão da água para a superfície e pela transferência de massa da superfície da água para a atmosfera. A quantidade de amônia volatilizada depende do pH, da temperatura e das condições de mistura do efluente (PANO & MIDDLEBROOKS, 1982).

#### b. Assimilação da Amônia pela Biomassa Algal

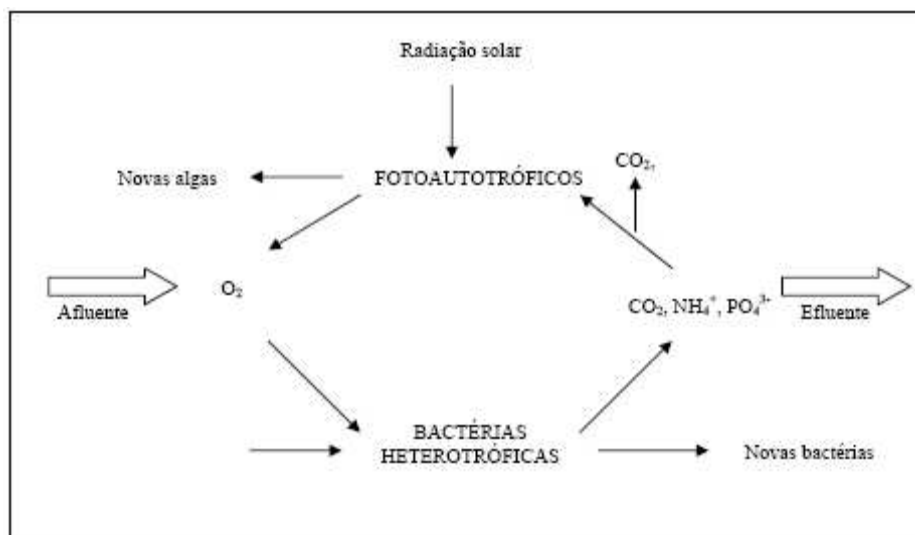
Uma forma de redução da amônia durante o tratamento do efluente em lagoas aeróbias é assimilação pela biomassa algal. Segundo Reed (1995) apud Mara et al. (1992), aproximadamente 5% da amônia presente no efluente é removida pela assimilação algal em lagoas aeróbias, em lagoas de alta taxa esse percentual é ainda mais elevado.

De acordo com WPC (1983), de 3% a 10% da biomassa algal é formada por nitrogênio, assim a remoção de nitrogênio por assimilação é diretamente proporcional à produção de algas nas lagoas.



### 3.6 Microbiota em lagoas de estabilização

Os principais organismos envolvidos no tratamento de efluentes em lagoas de estabilização são os plânctons, cuja definição segundo Henzen, (1987) apud Esteves, (1998) é: “o conjunto de organismos que não dispõem de movimentos próprios capazes de se opor aos movimentos da água”. Estes organismos estão distribuídos nas lagoas em vários tipos e níveis tróficos: bactérias, algas, protozoários, microcrustáceos e insetos – produtores primários, consumidores, predadores e decompositores, vivendo em uma relação mutualística entre eles e o ambiente, conforme observado na figura 1.



**Figura 1:** Esquema representativo da relação mutualística entre as algas e as bactérias heterotróficas na zona fótica das lagoas facultativas. Fonte: Adaptado de König (1990).

Em uma lagoa aerada com bom funcionamento, existe o predomínio de organismos fotoautotróficos e bactérias heterotróficas. As microalgas presentes no meio irão produzir oxigênio através da fotossíntese, que será então utilizado nos processos de depuração da matéria orgânica e na manutenção do oxigênio dissolvido no meio. As diferentes funções exercidas, por cada grupo de plâncton, em uma lagoa de estabilização, podem ser observadas na tabela 2.

**Tabela 2:** Função dos diferentes grupos do plâncton no tratamento de efluentes em lagoas de estabilização.  
Fonte: Bento (2005).

CLASSIFICAÇÃO DO PLÂNCTON	CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS	EFEITO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS
BACTERIOPLÂNCTON (bactérias)	(i) Consomem $O_2$ : - Oxidam a matéria orgânica carbonácea - Oxidam a amônia (ii) Em anoxia, reduzem o nitrato e o nitrito (iii) Em anaerobiose, fermentam a matéria orgânica (iv) Disponibilizam nutrientes para o fitoplâncton (v) Absorvem nutrientes ( $NH_3$ , $PO_4^{3-}$ , ...)	DIRETO: - Remoção da $DBO_5$ - Remoção de amônia - Remoção de fosfato
FITOPLÂNCTON (cianobactérias e algas)	(i) Produzem oxigênio (ii) Elevam o pH (iii) Absorvem nutrientes inorgânicos ( $CO_2$ , $NH_3$ , $NO_3^-$ , $PO_4^{3-}$ , ...) (iii) Servem de alimento ao zooplâncton	DIRETO: - Oxigenação da massa líquida - Remoção de amônia, nitrato e fosfato por assimilação - Remoção de metais pesados INDIRETO: - Decaimento bacteriano (patógenos) - Precipitação do fosfato - Volatilização da amônia
ZOOPLÂNCTON (Protozoários, microcrustáceos, rotíferos)	(i) Consomem bactérias, fitoplâncton e detritos orgânicos.	- Clarificam o efluente - Contribuem no equilíbrio ecológico do sistema - Contribuem na reciclagem dos elementos - em excesso comprometem as cadeias alimentares

Segundo Bento (2005), os grupos de fitoplânctons associados às lagoas de estabilização são: clorofíceas, euglenofíceas, bacillariofíceas e cianobactérias. Conforme informações obtidas em Streble & Krauter (1987), Uehara & Vidal (1989), König (1990), Fukunaga et al. (1992), Canovas et al. (1996), Hosetti & Frost (1998) e Silva (2002) apud Bento (2005), será realizada a seguir uma breve descrição dos principais grupos e gêneros presentes nas zonas aeróbias das lagoas de estabilização.

#### a. Chlorophyta

Também conhecidas como algas verdes são eucariontes fotoautotróficas, podendo ser encontradas em todos os níveis de organização, desde formas flageladas, cocais até espécies de estrutura talosa. Alguns organismos apresentam flagelos, em número variável, geralmente de mesmo comprimento, os quais permitem o movimento ativo destes no meio. Nas células flageladas podemos encontrar ainda manchas oculares (estigma) as quais se apresentam como organelas de coloração vermelha ou parda, que conferem a capacidade de perceber a intensidade e direção da luz. Possuem cloroplastos providos de clorofila *a* e *b*, tendo como fonte de reserva o amido, que em solução de lugol cora, facilitando sua diferenciação das demais espécies flageladas dessa divisão. Nas algas verdes são encontradas em seus cloroplastos estruturas que ao microscópio óptico aparecem como pequenos corpúsculos e em cuja superfície se aderem pequenos

grânulos de amido (pirenóides). Nas lagoas existe o predomínio das espécies da classe Chlorophyceae, tendo como gêneros mais freqüentes: *Chorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Carteria*, *Micractium*, *Chlorococum*, *Ankistrodesmus*, *Cryptomonas*, *Chilomonas*, *Chromonas*, *Eudorina*, *Pandorina*, *Pyobotrys*, *Actinastrum*, *Coelastrum* e *Gonium*.

### **b. Euglenophyta**

Os euglenófitos são organismos unicelulares eucariontes que apresentam forma alargada e pouco espiralada. Apresentam flagelos, mancha ocular avermelhada (estigma) visível ao microscópio óptico, funcionando como um órgão receptor de luz, o que determina para muitas espécies fototactismo. Apresentam clorofilas *a* e *b*,  $\beta$ -caroteno e xantofilas, tendo como substância de reserva o paramilo. O paramilo é uma substância parecida com amido, é produzido e acumulado no plasma celular (e não no cloroplasto). Diversas espécies estão ausentes de pigmentos assimiladores e mancha ocular. A multiplicação é realizada por divisão longitudinal. Assim que o núcleo, o aparato flagelar e a mancha ocular tenham se duplicado, aparece uma estrangulação no pólo anterior que se desenvolve até a outra extremidade, a divisão dura de duas a quatro horas, sendo que para as espécies verdes somente há divisão em ambientes escuros. Nas lagoas podem ser encontrados os seguintes gêneros: *Euglena*, *Phacus*, *Leptocinclis* e *Trachelomonas*.

### **c. Bacillariophyceae**

Também conhecidas como diatomáceas ou algas silíceas, caracterizam-se por serem organismos unicelulares, algumas vezes coloniais, com a estrutura da parede celular única em todo o reino vegetal, sendo esta formada por ácido silícico, o que lhe confere grande dureza e resistência. Participam do fitoplâncton como células livres natantes ou do perifíton através da utilização de rochas ou plantas aquáticas como substrato. Os cloroplastos contêm clorofilas *a*, *c<sub>1</sub>*, *c<sub>2</sub>*, sendo o carotenóide presente em maior quantidade a fucoxantina, o que lhes confere coloração dourada. As células apresentam-se envolvidas por duas placas rígidas, silicosas, denominadas frústula. Nas lagoas são comumente encontrados organismos pertencentes aos seguintes gêneros: *Melosira*, *Navicula*, *Surirella*, *Nitzschia* e *Asterionella*.

Além dos organismos fitoplanctônicos como os acima descritos, existem zooplânctons presentes nas lagoas de estabilização, que exercem o papel de clarificadores do efluente e promovem a reciclagem dos elementos, conforme apresentado na tabela 3.

**Tabela 3:** Zooplâncton de lagoas de estabilização de efluentes. Fonte: Adaptado de Uehara & Vidal (1989) e Laybourn-Parry *et al.* (1999).

ZOOPLÂNTON			
PROTOZOÁRIOS		MICRO E MACROMETAZOÁRIOS	
Grupo	Gênero	Grupo	Gênero e/ou família e/ou classe
Ciliados	<i>Paramecium, Vorticella, Tokophrya, Podophrya, Aspidisca, Euplotes, Colpoda, Colpidium, Acineta, Halteria, Spirostomum, Lacrymaria.</i>	Rotíferos	<i>Pleurotroena, Enteroplea, Epiphanes, Philodina, Brachionus, Cephalodella.</i>
Amebas	<i>Amoeba</i>	Anelídios e Nematóides (ocorrem no plâncton mas, comumente estão no fundo das lagoas contribuindo para a estabilização do lodo)	
Flagelados não clorofilados	<i>Peranema</i> Nanoflagelados (<5µm)	Cladoceras	<i>Daphnia, Moinadaphnia</i>
		Copepodos	
		Larva de insetos	Notonectidae, <i>Buenoa</i> e Chironomidae

### 3.7 Quantificação da biomassa algal

A quantificação da biomassa das algas presentes nas lagoas de estabilização é estimada por meio de métodos indiretos, que incluem peso úmido e seco dos microrganismos em um volume conhecido da amostra, ou por métodos diretos como a enumeração direta dos microrganismos e a extração e quantificação da concentração da clorofila *a* (BARTHEL, 2007).

Em todos os organismos que produzem oxigênio durante a fotossíntese, a clorofila *a* está envolvida no processo. Esta é encontrada nos cloroplastos de todos estes organismos (exceto cianobactérias, nas quais os cloroplastos estão ausentes) (RAVEN *et al.*, 1996).

A determinação da concentração da clorofila *a* é o método mais comum para estimativa da biomassa das algas. Todas as plantas têm clorofila, que corresponde de 1 a 2% do peso seco da alga planctônica e outros pigmentos como clorofila *b* e *c*, xantofilas, ficobilinas e carotenos. O uso freqüente das concentrações de clorofila *a* em estudos do fitoplâncton tem como base a simplicidade e a reprodutibilidade dos métodos de determinação (APHA, 1998; KÖNIG, 2000).

A clorofila *a* é utilizada para expressar a biomassa algal, pois é o principal pigmento que constitui as células fitoplanctônicas e caracteriza a variável fotossintética. A clorofila *a* é melhor indicador da atividade fotossintética do que o biovolume (ZULKIFLI, 1992). Apresenta uma função primordial na fotossíntese: ela é elaborada logo que a intensidade luminosa aumenta. A clorofila *a* permite caracterizar o estado fisiológico da população fitoplanctônica. Produtos importantes da degradação da

clorofila são encontrados em ambientes aquáticos como clorofilídeos, feoforbídeos e feofitina. Vários métodos são empregados para determinar a concentração da clorofila *a*: espectrofotométrico, fluorimétrico, cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) (APHA, 1998).

König (2000) observou flutuações nas concentrações de clorofila *a* relacionadas com o movimento das algas ao longo da coluna de água e sua estratificação em diferentes zonas devido a influência da temperatura e da radiação solar. Foi verificado também que o aumento da carga orgânica nas lagoas causou uma redução da biomassa algal. A diminuição da concentração da clorofila *a* estaria também relacionada com outros fatores, como o aumento da concentração em amônia, sulfetos e turbidez.

As diversas populações que constituem uma biocenose podem ser definidas quantitativamente por um conjunto de descritores que considera a importância numérica das espécies que as comporta.

A quantificação das espécies que compõem os efetivos de cada população descreve a estrutura de toda biocenose através de parâmetros tais como a densidade total, a riqueza de espécies, o índice de ocorrência de espécies e a diversidade de espécies.

A densidade relativa de uma espécie ( $D_r$ ) é o número de indivíduos desta espécie presente na amostra ( $N_a$ ) em relação ao número total de indivíduos ( $N$ ). A riqueza de espécies ou taxonômica ( $S$ ) da população é o número de unidades taxonômicas recolhidas a cada amostra (ODUM, 1988).

A utilização do índice de ocorrência de espécies e de densidades relativas permite estabelecer uma hierarquia de espécies em função de sua importância nas amostras. Pelo índice de ocorrência de espécies, as espécies planctônicas são separadas em grupos segundo sua frequência em: ausentes, raras, pouco frequentes, frequentes ou permanentes. Este índice fornece uma informação complementar da riqueza de espécies, indicando a capacidade temporal de acolhimento de cada lagoa segundo as diferentes espécies presentes (ZULKIFLI, 1992).

A produtividade da biomassa algal é influenciada por: energia solar recebida, disponibilidade de substâncias nutritivas, profundidade da lagoa, tempo de residência e a temperatura. Em um sistema alimentado por águas residuárias, a luz tem frequentemente um papel de fator limitante e a produtividade é uma função aproximadamente linear da energia solar total recebida (OSWALD, 1988).

### **3.8 Dinâmica dos microrganismos no monitoramento do tratamento biológico**

Segundo Bastos et al. (2006), “a utilização de bioindicadores aquáticos representa uma das formas mais modernas para se detectar níveis diferenciados de carga orgânica”. Os bioindicadores são espécies utilizadas no monitoramento ambiental, devido sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros, como poluição orgânica, derramamento de óleo, alterações de pH da água, lançamento de pesticidas, entre outros (WASHINGTON, 1984).

A utilização de organismos microscópicos como o fitoplâncton, aliados a parâmetros físico-químicos são alternativas viáveis para a determinação de diferentes níveis de poluição dos corpos hídricos, bem como para a caracterização do grau de depuração de efluentes em diferentes sistemas de tratamento. De acordo com Sladeczek

(1973), a caracterização dos diferentes níveis de carga orgânica em cursos d'água através do uso de bioindicadores, consiste em avaliar a presença e as atividades vitais dos microrganismos nestes ecossistemas.

A identificação da microbiota presente nos ambientes aquáticos pode ser dividida basicamente em dois métodos: microscopia óptica na identificação do fitoplâncton e do zooplâncton; e técnica de biologia molecular para a caracterização do bacterioplâncton. A introdução da biologia molecular como ferramenta de apoio no monitoramento de sistemas de tratamento de efluentes tem sido recente. Por muitos anos estes sistemas estiveram baseados somente em parâmetros físico-químicos para determinação de sua eficiência, porém como mostram os estudos atuais, o parâmetro biológico, dando enfoque a fisiologia e ecologia dos microrganismos presentes nestes sistemas, vem sendo amplamente empregado no controle e monitoramento de sistemas de tratamento de efluentes.

A primeira tentativa de classificação de ambientes aquáticos com base na fauna local foi desenvolvida por Kolwitz & Marsson em 1909, os autores enfatizavam que a presença, ausência ou abundância de diferentes microrganismos nas áreas poluídas era devido as suas características fisiológicas e comportamentais, que lhes permitiam tolerar tais condições.

Nesse sentido, Cairns Jr. et al (1993) afirma que o uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água e a eficiência de tratamentos biológicos está baseado nas respostas dos microrganismos em relação ao meio onde vivem. Como o meio hídrico está sujeito a inúmeras perturbações, a biota aquática reage a estes estímulos, sejam eles naturais ou antropogênicos.

“O estado biológico de um ambiente aquático é típico para cada grau de contaminação e a avaliação da composição e abundância das biocenoses de um dado hidrossistema possibilita avaliar o seu grau de pureza ou poluição” (SCHWOERBEL, 1975).

Através da técnica *fluorescence in situ hybridization* (FISH), Egli et al. (2003) puderam caracterizar a comunidade microbiana de um reator utilizado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário em Kolliken na Alemanha, associando a estrutura e composição desta comunidade ao processo de remoção de nitrogênio no sistema.

Dentro desse contexto, Huang et al. (2003) afirmam que a biologia molecular provou ser efetiva para estudos com procariontes na natureza. Baseados na técnica *fluorescence in situ hybridization* (FISH), eles realizaram a caracterização do lixiviado de um aterro sanitário municipal na China. Esta identificação biológica possibilitou a compreensão dos autores quanto aos processos de estabilização em aterro sanitário, além de proporcionar o emprego de melhores condições de operação do mesmo.

## 4. METODOLOGIA

A metodologia do presente trabalho consiste no monitoramento físico-químico, microbiano e planctônico de uma unidade piloto experimental, que tem a finalidade de promover o tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário, através de um sistema de três lagoas em série: lagoa 1 (coberta e com profundidade de 2,0m), lagoa 2 (com radiação solar e profundidade de 0,8m) e lagoa 3 (com radiação solar e profundidade de 0,6m). Foram monitorados mensalmente, no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) as variáveis físico-químicas: sólidos em suspensão (mg/L), clorofila *a* (µg/L), demanda química de oxigênio –DQO- (mg/L), demanda bioquímica de oxigênio –DBO- (mg/L). As análises microscópicas e de biologia molecular, a fim de caracterizar a comunidade de microrganismos do sistema, foram realizadas no Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos (LBBMM) e as demais variáveis abióticas, tais como temperatura (°C), pH, condutividade (mS/cm), potencial redox (mV) e oxigênio dissolvido (mg/L) foram realizadas utilizando-se uma sonda multiparâmetros YSI-6150 no momento em que eram realizadas as coletas.

### 4.1. Materiais

#### *4.1.1 Origem e características do efluente*

O efluente utilizado neste estudo foi o lixiviado proveniente do aterro Sanitário de Biguaçu, o qual está localizado no Km 177 da BR 101 na localidade de Aréias de Cima – Biguaçu/SC, sendo operado e administrado pela empresa Proactiva. O aterro deu início as suas atividades em 1991 e atualmente recebe resíduos de 37 municípios catarinenses totalizando uma média de 14mil ton/mês de resíduos (FINKLER, 2002). Este possui uma área de 624.296,42 m<sup>2</sup> utilizada como destino final de resíduos sólidos urbanos, resíduos sólidos da saúde e inertes.

Os resíduos coletados são dispostos em células com 3 a 4 metros de altura, cobertas com terra. Os resíduos de serviços de saúde e inertes são tratados de forma diferenciada dos demais, sendo colocados em áreas isoladas utilizando métodos de co-disposição em valas sépticas. A figura 2 mostra vista do aterro. As características do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu podem ser observadas na tabela 4.



**Figura 2:** Vista parcial do aterro sanitário de Biguaçu.

Fonte: ABES-SC (2006, apud Silva, 2007).

**Tabela 4:** Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu.

Fonte: Silva, (2006).

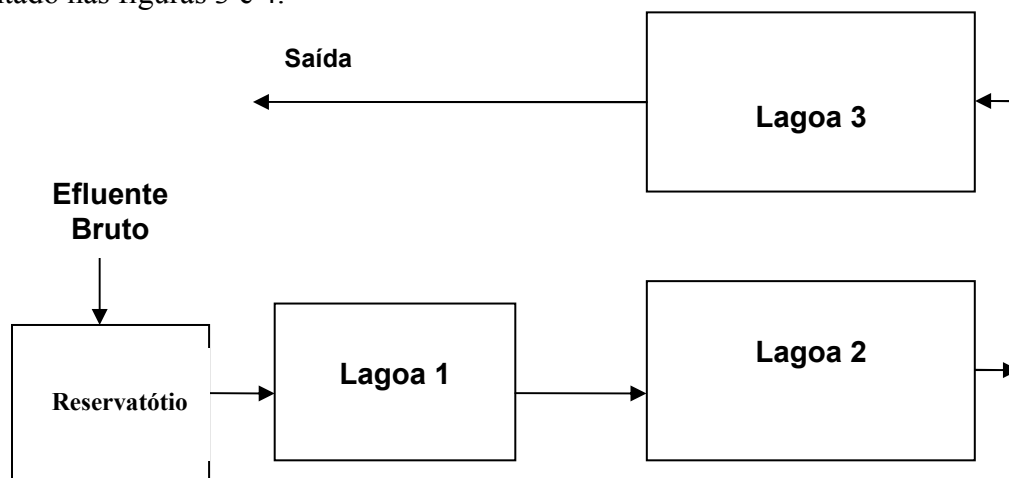
Parâmetros	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
pH	8,22	0,29	8,96	8,08
T° (C)	25,92	2,25	31,60	23,70
Condutividade ( mS/cm)	15	2,6	19,4	11,9
ST ( mg/L)	8417	1228	9604	6111
SV ( mg/L)	1781	932	3522	748
SF ( mg/L)	6665	730	7540	5563
N-NO3 ( mg/L)	11,80	3,59	18,80	6,30
N-NH4 ( mg/L)	1485	385	2027	850
Fósforo Total ( mg/L)	29	12	53	19
Alcalinidade ( mgCaCO <sub>3</sub> /L)	4403	2692	6400	480
Cloretos ( mg/L)	2353	267	2840	1988
Turbidez (NTU)	308	74	443	208
Sulfato ( mg/L)	166	60	281	114
DQO ( mg/L)	3660	1431	6103	1577
DBO <sub>5</sub> ( mg/L)	1247	802	2759	450
COT ( mg/L)	1052	422	1585	513
Dureza ( mgCaCO <sub>3</sub> /L)	943	282	1250	440
Pot. Redox (mV)	-59	10	-41	-71
Cor (UC)	4728	1720	6500	2803



O lixiviado utilizado neste estudo provinha do tanque de equalização do aterro sanitário sendo, posteriormente, encaminhado ao Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos, da Universidade Federal de Santa Catarina, por transporte em caminhão-tanque onde eram armazenados em reservatórios de fibra de vidro com capacidade de 5.000 litros. Os reservatórios eram providos de tampas para garantir que seu interior permanecesse o mais escuro possível, até o seu término, período este, avaliado em cerca de um mês. Este lixiviado era então utilizado para alimentar as lagoas de estabilização com uma vazão pré-determinada. Foram realizadas doze coletas de lixiviado no aterro sanitário para a alimentação das lagoas, durante o período de agosto de 2007 a maio de 2008.

#### *4.1.2 Caracterização do piloto experimental*

O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos, onde está instalado um sistema, em escala piloto, para tratamento de lixiviados provenientes do Aterro Sanitário de Biguaçu – SC. Este compreende um sistema de três lagoas em série: lagoa 1 (com características anaeróbias), lagoa 2 (com características facultativa) e lagoa 3 (com características de maturação), conforme esquema apresentado nas figuras 3 e 4.



**Figura 3:** Esquema simplificado do tratamento



**Figura 4:** Sistema de tratamento piloto

A lagoa de estabilização anaeróbia (Lagoa 1) tem formato cilíndrico, feita à base de fibra de vidro, de cor azul claro, com reforço nas suas laterais. As lagoas de estabilização aeróbias (Lagoas 2 e 3) são retangulares e feitas de mesmo material. Estas se encontram conectadas por meio de tubulações de PVC, contando ainda com registros para controle do fluxo, permitindo sua manutenção sem que haja qualquer interferência entre elas. Na tabela 5 encontram-se as dimensões e características físicas das lagoas do sistema de tratamento.

**Tabela 5:** Características Físicas das Lagoas do Sistema de Tratamento em Escala Piloto.

Dimensões	Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3
Comprimento (m)	-	4,35	4,35
Largura (m)	-	2,40	2,40
Diâmetro (m)	1,80	-	-
Profundidade (m)	2,00	0,80	0,60
Volume (m³)	5,00	8,35	6,25
TRH (dias)	25,00	42,00	31,00

#### *4.1.3 Equipamentos laboratoriais utilizados*

Para as análises da comunidade fitoplanctônica, as amostras foram analisadas em microscópio óptico (binocular) Olympus modelo BX-41, microscópio Nikon Alphaphot YS, microscópio TM 201 JNCIEN e microscópio invertido XDS – 1 - Bioval. Para as análises de FISH, foi utilizada centrífuga refrigerada MPW – 350R, estufa Biomatic, banho-maria DE LEO e microscópio de epifluorescência Olympus modelo BX-41. Para a contagem fitoplânctônica, foi utilizada Câmara de Sedgewick-Rafter (50mmx20mmx1mm) para um volume de 1mL.

Para as análises físico-químicas, foram utilizadas: estufa QUIMIS, banho-maria FISATOM, espectrofotômetro HACH 4000, balança SHIMADZU AY220, bomba de vácuo FISATOM modelo 820, incubadora BOD track HACH, digestor COD Reactor HACH, além de vidrarias e reagentes específicos.

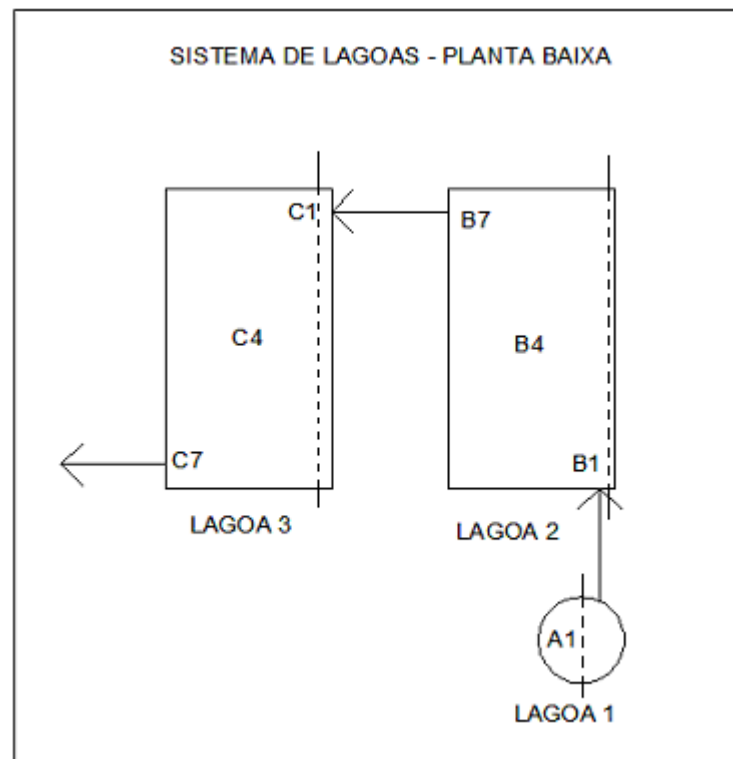
### **4.2 Métodos**

#### *4.2.1 Amostragem*

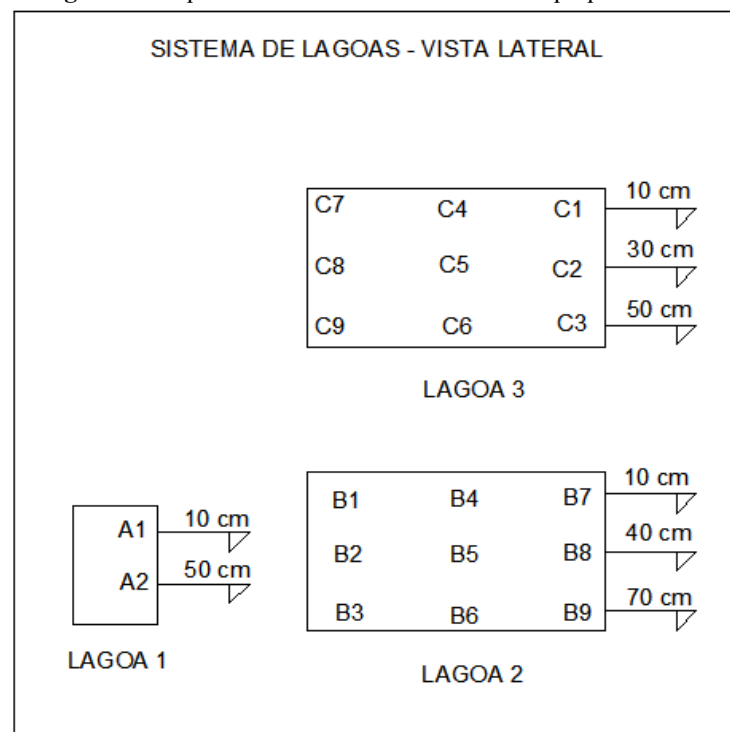
As amostras utilizadas para a avaliação da microbiota da lagoa 1 (técnica de FISH) e para identificação e quantificação do fitoplâncton das lagoas 2 e 3 (microscopia óptica) foram coletadas mensalmente no período de agosto de 2007 a maio de 2008. Para as análises físico-químicas foram coletadas amostras mensalmente de janeiro a maio de 2008. A identificação dos microrganismos presentes no efluente foi realizada no Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos – LBBMM, da Universidade Federal de Santa Catarina. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Foram definidos vinte pontos de amostragem, distribuídos ao longo das lagoas. Para a lagoa 1 os pontos variavam de acordo com a profundidade (0,1m e 0,7m); na lagoa 2 (0,1m, 0,4m e 0,7m) e na lagoa 3 (0,1m, 0,3m e 0,5m), possibilitando assim a caracterização do perfil vertical e horizontal das lagoas. O horário de coleta definido foi o das 14:00 horas (catorze horas), horário de maior incidência de radiação solar, o que determinaria grande atividade fotossintética. As figuras 5 e 6 representam os pontos de coleta acima descritos.

Para a realização das coletas, foi utilizada uma pipeta de 100mL em cada ponto e profundidade. As amostras foram, posteriormente, vertidas em frascos plásticos (para as análises físico-químicas), e em frascos de vidro âmbar (para as análises fitoplanctônicas).



**Figura 5:** Esquema de coleta de amostras – croqui planta baixa



**Figura 6:** Esquema de coleta de amostras – croqui vista lateral

#### 4.2.2 Parâmetros de Controle

Os parâmetros físico-químicos monitorados neste sistema foram: pH; Potencial Redox; Condutividade; Temperatura; Oxigênio Dissolvido; Demanda Bioquímica de Oxigênio; Demanda Química de Oxigênio; Sólidos Suspensos; Clorofila *a*. A execução das análises teve como base os procedimentos descritos no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005), listados na tabela 6.

**Tabela 6:** Análises realizadas e métodos utilizados

ANÁLISES	MÉTODO
OD (mg/L); T (° C); pH	Sonda multiparâmetros (YSI)
Condutividade e Potencial Redox	Sonda multiparâmetros (YSI)
DQO (mg/L) total	Colorimétrico - Refluxo Fechado
DBO (mg/L) total	Manométrico HACH
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 µm
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Extração em álcool etílico (Método de NUSH, 1980), leitura em comprimento de onda 665nm e 750nm
Microscopia Ótica	Microscópio Olympus BX 40

#### 4.2.3 Identificação da Microbiota Fitoplanctônica

Para a observação qualitativa do material foram utilizadas chaves de identificação de Bicudo & Bicudo (1970), Prescott (1962) e Bourrelly (1972), sendo que esta se procedeu até o nível mínimo de gênero. As análises foram realizadas através de observação do material fixado entre lâmina e lamínula, fotografados ou desenhados, a fim de identificar estruturas peculiares a cada organismo. Este procedimento foi repetido para cada gênero encontrado, até que o número de organismos não identificados na amostra fosse nulo. Para a análise quantitativa, as amostras foram preservadas com solução de lugol acético (1:100) e mantidas em ambiente com iluminação reduzida e baixa temperatura, conforme descrito por Bicudo & Bicudo (1970). A contagem foi realizada em Câmara de Sedgewick-Rafter utilizando-se objetiva de 20X (devido à grande dimensão do fitoplâncton encontrado). As observações foram realizadas mensalmente, com o intuito de detectar possíveis impactos ou variações na cadeia trófica no decorrer do sistema de tratamento.

#### 4.2.4 Quantificação da Biomassa Fitoplanctônica

##### a. Densidade relativa e riqueza de espécies

A densidade relativa foi calculada pela equação 5 (ODUM, 1988):

$$Dr = Na / N * 100\% \quad \text{(Equação 5)}$$

Onde:

Dr = densidade relativa;

Na = número de indivíduos da espécie presentes na amostra;

N = número total de indivíduos.

A riqueza de espécies (S) ou diversidade da população é o número de unidades taxonômicas recolhidas a cada amostra.

### **b. Índice de ocorrência de espécies**

O índice de ocorrência de espécies e a frequência de espécies (F) nas amostras de cada lagoa foram calculados segundo a equação 6 (ZULKIFLI, 1992):

$$\text{IOE} = \text{Pi}/\text{P} * 100\% \quad (\text{Equação 6})$$

Onde:

IOE = índice de ocorrência;

Pi = número de frequência da espécie *i* nas amostras;

P = número total de amostras.

As espécies planctônicas foram separadas em grupos segundo sua frequência:

- espécies ausentes: não encontradas nas amostras;
- espécies raras: presentes em menos de 10% das amostras;
- espécies pouco frequentes: presentes entre 11 – 50% das amostras;
- espécies frequentes: presentes entre 51 – 90% das amostras;
- espécies permanentes: presentes em mais de 90% das amostras.

### **c. Produtividade da biomassa algal**

A produtividade da biomassa algal foi calculada utilizando-se o modelo desenvolvido por Oswald (1988) apresentado na equação 7.

$$\text{Pr} = d * C / \varnothing \quad (\text{Equação 7})$$

Onde:

Pr = produtividade da biomassa algal (gSS/m<sup>2</sup>/dia);

d = profundidade da lagoa (m);

C = concentração algal, medida pelos SS (mg/L);

∅ = tempo de residência (dias).

A produtividade da biomassa algal (Pr) corresponde a produção fotossintética aproximada já que há fatores que interferem como: predação por zooplâncton, morte celular (provavelmente o mais significativo) e a variação do conteúdo de clorofila *a* nas células.

#### 4.2.5 Identificação da Microbiota Bacterioplanctônica - Hibridização fluorescente *in situ*

A técnica de FISH é uma das mais simples e rápidas aplicadas na detecção de espécies microbianas em amostras ambientais de águas e solos. Baseia-se na observação de que existem seqüências conhecidas e tão específicas do ácido ribonucleico ribossômico (rRNA) de um organismo, que permitem que se desenhe uma seqüência complementar (sonda) à primeira (AMANN, 1995). O rRNA é um alvo interessante para o desenho de sondas, porque está presente nas células metabolicamente ativas em grande número, o que permite a hibridização da sonda fluorescente aos ribossomos de células individuais específicas. Neste trabalho foram utilizadas como sonda fluorescente uma seqüência pequena de DNA de fita simples, ligada a fluoróforos do tipo Cy3.

Na identificação dos organismos presentes na lagoa 1, foram utilizadas 8 (oito) diferentes sondas contendo seqüências específicas. Um maior detalhamento sobre as características, concentração de formaldeído (FA) utilizada na hibridização, especificidade e as referências, estão descritas na tabela 7.

**Tabela 7:** Descrição das sondas utilizadas na detecção dos microrganismos presentes nas Lagoas 1 e 2 pela técnica de FISH.

Sonda	Especificidade	Seqüência	FA %	Referência
<b>EUB mix (EUB338 I + EUB338 II + EUB338 III)</b>	Todas as eubactérias planctomycetales e verrucomicrobiales	5'- CTG CCT CCC GTA GCA - 3' 5'- CAG CCA CCC GTA GGT GT - 3' 5'- CTG CCA CCC GTA GGT GT - 3'	20	Amann <i>et al.</i> (1990).
<b>Nso190</b>	Todas as beta proteobactérias oxidadoras de amônio	5-CGATCCCCTGCTTTTCTCC-3	55	Mobarry et al. (1996).
<b>NIT3 (alfa) Competitor</b>	<i>Nitrobacter</i> sp	5-CCTGTGCTCCATGCTCCG-3 *5-CCTGTGCTCCATGCTCCG-3	40	Wagner et al. (1996).
<b>NEU Competitor</b>	A maioria das <i>Nitrosomonas</i> sp haloficas e halotolerantes	5'-CCCCTCTGCTGCACTCTA-3' *5'-TTCCATCCCCCTCTGCCG-3'	40	Wagner et al. (1995).
<b>Nmv</b>	<i>Nitrosococcus mobilis</i>	5-TCCTCAGAGACTACTACGCGG-3	35	Juretschko et al. (1998).
<b>Ntspn693</b>	<i>Nitrospina gracilis</i> (delta)	5-TTCCCAATATCAACGCATTT-3	20	Juretschko S. (2000).
<b>Ntspa 662</b>	<i>Nitrospira</i> sp (filo Nitrospira)	5'-GGAATTCCGCGCTCCTCT-3' * 5'-GGAATTCCGCTCTCCTCT-3'	35	Daims et al. (2001).
<b>AMX820</b>	Bactéria anaerobia oxidadora de	5'- AAA ACC CCT CTA CTT AGT		Schmid et

	amônio, Candidatus ' <i>Brocadia anammoxidans</i> ' and Candidatus ' <i>Kuenenia stuttgartiensis</i> '	GCC C -3'	40	al. (2001).
--	---	-----------	----	-------------

A ligação da sonda com a sequência complementar no rRNA foi detectada por microscopia de epifluorescência, tendo sido utilizado, na estimativa de abundância de células hibridizadas, a escolha aleatória de 10 campos microscópicos, em aumento com objetiva de 100X. Assim, foram consideradas as células coradas com DAPI (4,6 – diamino – 2 phenyl- indol) como sendo 100% do total de indivíduos.

Devido à dificuldade de execução do procedimento acima citado para a obtenção de uma estimativa da abundância de células hibridizadas nas amostras provenientes da Lagoa 1, optou-se por um sistema subjetivo de análises, enquadrando a biomassa hibridizada em 5 categorias, encontradas na tabela 8. São elas:

**Tabela 8:** Categorias da biomassa hibridizada

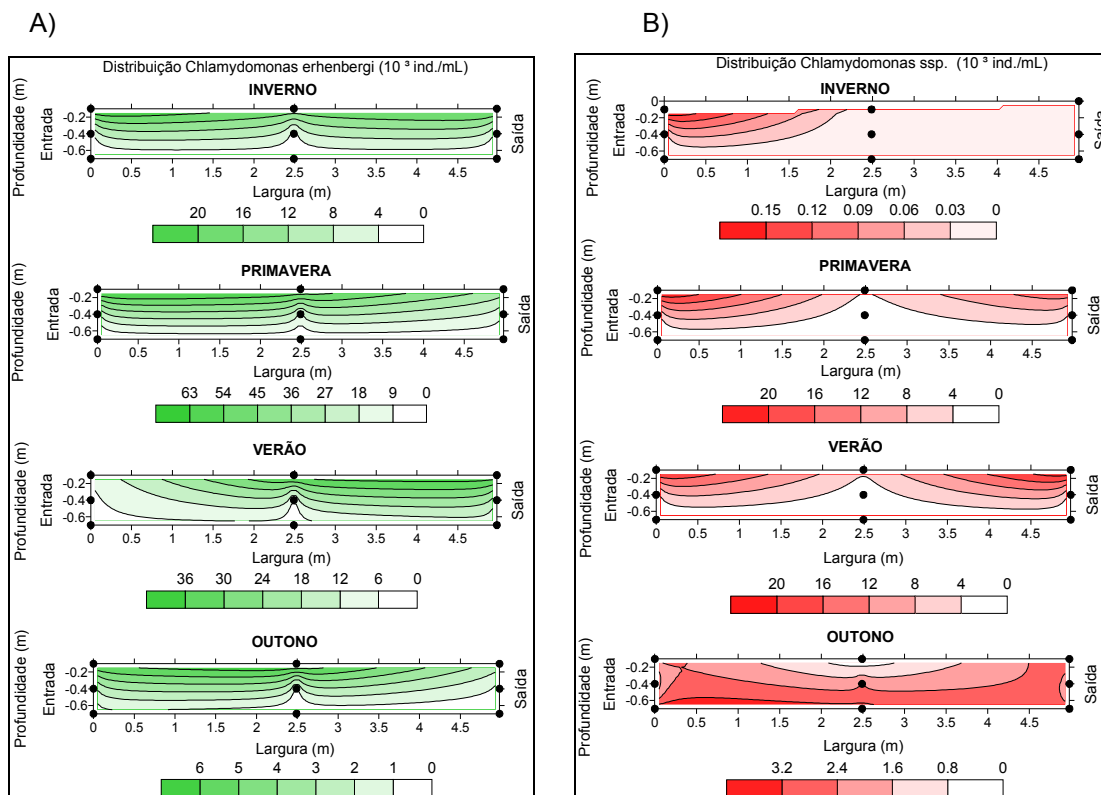
<b>Categoria</b>	<b>Descrição</b>
NENHUMA	0% DAPI
RARAS	até 5% DAPI
POUCAS	5 - 30% DAPI
ALGUMAS	30 - 60% do DAPI
MUITAS	60 - 100% do DAPI



## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Diversidade Taxonômica – Análises Microscópicas

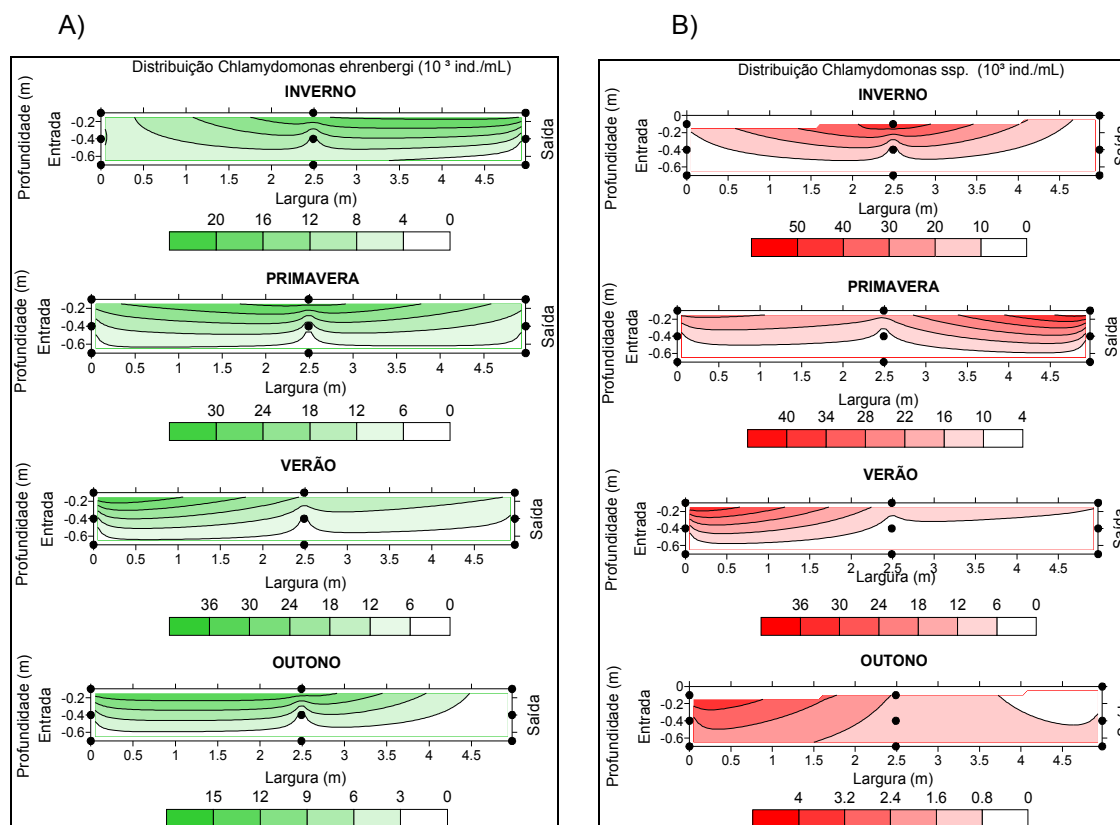
No contexto taxonômico, a comunidade fitoplânctônica nas lagoas apresentou-se pouco diversa e composta de 5 taxons, entre gêneros e espécies, sendo 3 da classe Chlorophyceae e 2 Bacillariophyceae. As Chlorophyceae representaram o grupo com maior número de indivíduos, com dominância, tomando-se os conceitos de dominância propostos por Lobo & Leighton (1986), de organismos do gênero *Chlamydomonas*. Tal fato deve-se talvez por estas serem mais bem adaptadas às condições extremas de contaminação, como é o caso das lagoas em estudo, levando assim a exclusão dos demais grupos. Organismos dos gêneros *Navicula* e *Nitzschia* foram também recorrentes na lagoa nas estações de inverno e primavera, tendo sua presença diminuída ao longo da primavera e início do verão com conseqüente predomínio quantitativo do gênero *Chlamydomonas*. A figura 7 (A e B) e 8 mostra a variação do número total de indivíduos do gênero *Chlamydomonas* ao longo das estações nas lagoas 2 e 3, respectivamente, em secção transversal destas, sendo os pontos de Entrada e Saída, localizados em diagonais opostas da unidade estudada.



**Figura 7:** A) Variação na densidade ( $10^3$  ind./mL) do gênero *Chlamydomonas ehrenbergi*, na Lagoa 2, ao longo das estações. B) Variação na densidade e distribuição espacial ao longo das estação na lagoa 2, de *Chlamydomonas* ssp ( $10^3$  ind./mL).

Percebe-se uma sucessão entre os organismos, onde no inverno havia predomínio da espécie *Chlamydomonas ehrenbergi*, a qual ao longo do tempo vem apresentando coexistência com outras duas espécies, ainda em fase de identificação, porém de mesmo gênero, pois apresentam as características básicas de *Chlamydomonas*, no entanto possuem um comportamento diferente, ao da espécie já identificada, quando fixadas com lugol. Foram chamadas neste trabalho de *Chlamydomonas sp 1* – as espécies que embora fixadas com lugol apresentam a coloração esverdeada preponderante e *Chlamydomonas sp 2* – aquelas que apresentam somente metade do citosol corado em presença de lugol e voltado para um dos eixos da célula.

A presença marcante do gênero *Chlamydomonas* em ambas as Lagoas fotossintéticas estudadas (2 e 3), de acordo com Beyruth (1996) pode ter ocorrido pelo fato destes organismos serem freqüentes em lagoas de estabilização, servindo para caracterizar as fases ou condições de tratamento de acordo com suas exigências tróficas, suportando perfeitamente ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição. Como característica do grupo *Chlamydomonas ehrenbergi*, segundo Streble & Krauter (1985) estes, habitam águas estancadas e também contaminadas, podendo em um litro de água ser encontrado 100 milhões de células.



**Figura 8:** A) Variação na densidade ( $10^3$  ind./mL) do gênero *Chlamydomonas ehrenbergi*, na Lagoa 3, ao longo das estações. B) Variação na densidade e distribuição espacial ao longo das estação na lagoa 3, de *Chlamydomonas ssp* ( $10^3$  ind./mL).

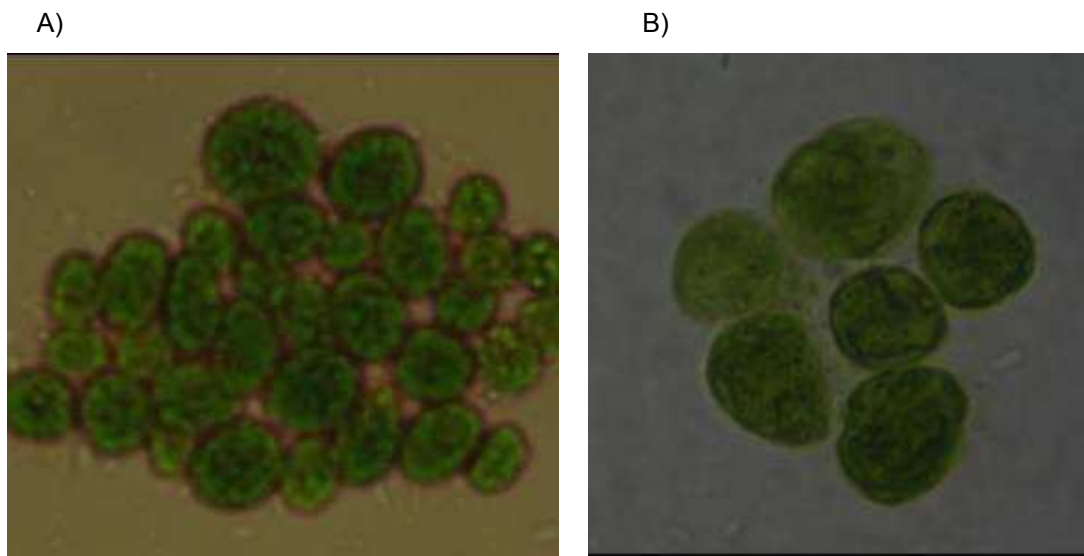
Além deste, outros gêneros planctônicos foram também encontrados, com menor frequência que o gênero supracitado, sendo estes *Chlamydomonas* (Divisão *Chlorophyta*, Classe *Chlorophyceae*, Ordem *Volvocales*, Família *Chlamydomonadaceae*), *Phacus* (Divisão *Euglenophyta*, Classe *Euglenophyceae*, Ordem *Euglenales*, Família *Euglenaceae*), *Navicula* (Divisão *Bacillariophyta*, Classe *Bacilariophyceae*, Ordem *Peniales*, Família *Naviculaceae*), *Nitzschia* (Divisão *Bacillariophyta*, Classe *Bacilariophyceae*). Na Figura 9 (A, B, C, D, E e F) são apresentadas fotos de alguns organismos descritos.



**Figura 9:** Microrganismos encontrados nas Lagoas 2 e 3. A) Dominância na Lagoa 2 de gênero *Chlamydomona*; B) Presença de *Nitzschia* sp. na Lagoa 3; C) *Chlamydomonas* ssp em processo reprodutivo (agrupamento das células e perda dos flagelos) freqüente nas Lagoas 2 e 3; D) *Chlamydomonas* ssp em processo de divisão; E) *Navicula* sp. presente em ambas as Lagoas e F) *Chlamydomonas* ssp.

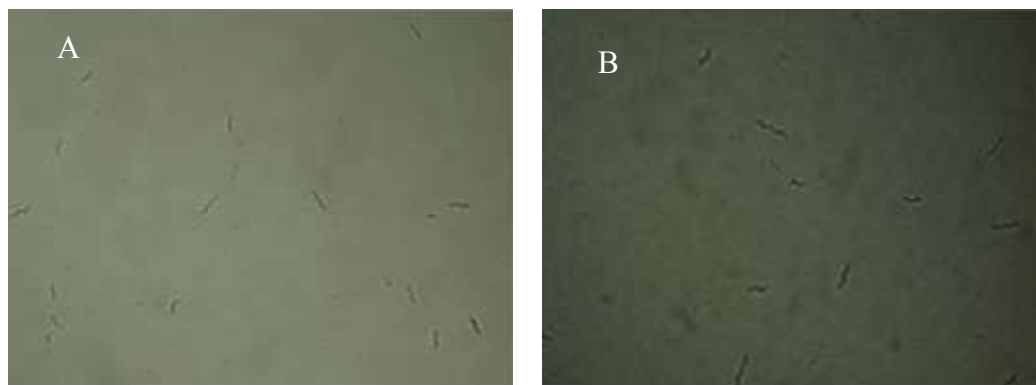
Segundo Branco (1996), a diversidade de espécies em uma lagoa é característica de uma série de fatores, dentre os quais se destacam a carga orgânica aplicada e condições climáticas locais. Assim, de maneira geral, quanto menor a diversidade e maior a abundância de organismos, pior a qualidade do efluente produzido, indicando que no meio líquido existem elevadas concentrações de substratos orgânicos (nível sapróbio) que induzem ao crescimento acelerado de determinadas espécies, fato este observado nestas lagoas.

Nas unidades aeróbias do sistema, têm-se encontrado, ainda, muito freqüentemente, organismos do gênero *Chlamydomonas* em fase de reprodução ou divisão, o que nos indica alta produtividade em ambos as unidades de tratamento. Quando nesse formato, as células se agrupam e ocorre a perda temporária do flagelo. É importante destacar que estes conglomerados reprodutivos são encontrados nas profundidades 0,4m (no caso da Lagoa 2) e 0,3m (no caso da Lagoa 3), apontando uma preferência destes organismos pelo estrato intermediário, provavelmente pela menor incidência luminosa nesse ambiente, o que evitaria a fotoinibição das células pela radiação UV. Na Figura 10 (A e B) são apresentadas fotos de alguns conglomerados reprodutivos acima citados.



**Figura 10:** A) *Chlamydomonas ssp* em processo reprodutivo na Lagoa 3 (agrupamento das células e perda dos flagelos); B) *Chlamydomonas ssp* em processo reprodutivo na Lagoa 2.

Na Lagoa 1, a ausência de organismos fitoplancctônicos justifica-se pelo fato desta funcionar em anaerobiose e não apresentar incidência de luminosidade uma vez que funciona exclusivamente coberta. Análises microscópicas foram realizadas também nesta lagoa, a fim de observar a morfologia dos microrganismos que a compõe, conforme mostrado na Figura 11 A e B.



**Figura 11:** Microrganismos encontrados na Lagoa 1. A) Microrganismos coletados na superfície (10 cm) e B) Microrganismos de fundo (50cm).

## 5.2 Avaliação da Biomassa Algal

### 5.2.1 *Clorofila a*

A concentração de clorofila *a* foi usada como principal indicador da biomassa algal, ela variou entre 45 (0,10m de profundidade) e 982  $\mu\text{g/L}$  (0,10m de profundidade) na Lagoa 2 e entre 22 (0,40m de profundidade) e 1495  $\mu\text{g/L}$  (0,10m de profundidade) na Lagoa 3 (tabelas 9, 10, 11 e 12).

De modo geral, a concentração de clorofila *a* nas lagoas foi maior no verão. Sendo que, a Lagoa 3, apresentou uma concentração levemente superior à da Lagoa 2. No outono está relação foi inversa, com a Lagoa 2 apresentando maiores concentrações. As tabelas 9, 10, 11 e 12 apresentam os resultados obtidos para os pigmentos (clorofila *a* e feofitina) nos períodos de verão e outono. Nas lagoas 2 e 3, a clorofila *a* apresentou valores médios comparáveis a um ambiente eutrófico, encontrado em lagoas de estabilização, conforme Pearson (2005) apud Barthel (2007).

**Tabela 9:** Resultados de Clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ) no período de verão na Lagoa 2

Período	Clorofila	Clorofila	Clorofila	Feofitina	Feofitina	Feofitina
	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída
<b>Verão</b>						
<b>28/01/2008</b>						
0,10m	156	179	385	0	0	17
0,40m	179	123	151	9	0	0
0,70m	223	162	173	0	0	0
<b>18/02/2008</b>						
0,10m	396	190	564	49	29	54
0,40m	145	117	145	19	16	19
0,70m	162	61	140	14	21	13
<b>03/03/2008</b>						
0,10m	279	234	441	37	35	83
0,40m	73	100	670	0	9	186
0,70m	128	84	575	0	41	124

**Tabela 10:** Resultados de Clorofila *a* (µg/L) no período de outono na Lagoa 2

Período	Clorofila	Clorofila	Clorofila	Feofitina	Feofitina	Feofitina
	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída
<b>Outono</b>						
<b>28/04/2008</b>						
0,10m	720	45	698	116	420	6
0,40m	84	67	73	0	0	0
0,70m	603	56	140	61	0	0
<b>19/05/2008</b>						
0,10m	179	162	982	0	10	33
0,40m	117	106	89	0	0	8
0,70m	123	128	117	6	1	16

**Tabela 11:** Resultados de Clorofila *a* (µg/L) no período de verão na Lagoa 3

Período	Clorofila	Clorofila	Clorofila	Feofitina	Feofitina	Feofitina
	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída
<b>Verão</b>						
<b>28/01/2008</b>						
0,10m	218	162	84	0	0	0
0,30m	1052	246	84	0	0	0
0,50m	324	167	89	0	0	0
<b>18/02/2008</b>						
0,10m	1495	413	1099	325	44	205
0,30m	240	134	536	26	18	93
0,50m	123	112	234	18	13	27
<b>03/03/2008</b>						
0,10m	452	591	686	44	69	71
0,30m	56	61	73	15	21	21
0,50m	73	73	89	17	25	20

**Tabela 12:** Resultados de Clorofila *a* (µg/L) no período de outono na Lagoa 3

Período	Clorofila	Clorofila	Clorofila	Feofitina	Feofitina	Feofitina
	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída
<b>Outono</b>						
<b>28/04/2008</b>						
0,10m	95	100	714	0	1	1
0,30m	78	78	22	0	0	173
0,50m	134	123	123	30	0	2
<b>19/05/2008</b>						
0,10m	681	173	145	50	11	19
0,30m	296	173	195	9	22	12
0,50m	223	156	123	11	0	10

Ao longo da coluna d'água, nos dois períodos, as lagoas apresentaram elevadas concentrações de clorofila *a*, com maiores concentrações em geral na superfície em relação ao fundo. Na Lagoa 2, durante o verão as variações nas concentrações de clorofila *a* foram semelhantes para todas as profundidades (variando de 61 µg/L a 670 µg/L), nesta mesma lagoa verificou-se uma estreita faixa nas concentrações para a profundidade de 0,40m no outono (67 µg/L a 117 µg/L), contudo a profundidade de 0,10m foi a que apresentou maior variação nas concentrações (45 µg/L a 982 µg/L).

Os valores de Clorofila *a* na Lagoa 2 variaram bastante com a profundidade e também com a estação da coleta, evidenciando a motilidade da biomassa algal durante os períodos de monitoramento. Assim, tem-se uma diminuição na concentração de clorofila *a* da superfície (0,10m) ao longo das estações, provavelmente devido a exposição crescente à intensidade luminosa nesse estrato, ocasionando fotoinibição das células. Verificou-se que no verão houve uma diminuição nos valores de concentração de clorofila *a*, permanecendo apenas uma maior concentração das células próximas à entrada da lagoa, provavelmente devido à comunicação com a Lagoa 1 (que apresenta funcionamento anaeróbico), funcionando como um microambiente propício para a absorção de nutrientes, enquanto que no outono a concentração encontra-se distribuída por toda a superfície. A estratificação aparente na concentração de clorofila *a*, deve-se também à ocorrência e predomínio de algas flageladas do gênero *Chlamydomonas* que, de acordo com as condições de radiação, migram pela coluna d'água.

Para a Lagoa 3, o mesmo fato pode ser observado, com uma alta incidência de clorofila *a* registrado no início do verão (0,10m) seguido de um decréscimo desta e conseqüente estabilização ao longo desta estação. Para os valores de clorofila nas profundidades 0,4m e 0,7m na Lagoa 2 e 0,3m e 0,5m na Lagoa 3, observa-se que estes são bem inferiores aos valores na superfície, apresentando ainda um comportamento oscilatório. Tal fato pode ser explicado, uma vez que o fitoplâncton encontra-se em grande quantidade na superfície, com migrações esporádicas pela coluna d'água ao longo do dia.

Houve degradação da clorofila *a* como pode ser observado através das concentrações de feofitina nas tabelas 8, 9, 10 e 11, porém, esse pigmento apresentou-se na sua maioria, em concentrações menores que as de clorofila *a*, evidenciando que as lagoas funcionaram em sistema fotossintético durante o período experimental.

De acordo com Pearson (2005) apud Barthel (2007), concentrações superiores a 500 µg/L de clorofila *a* são ruins para o descarte do efluente final, pois há o aumento da DBO e SS. Ele ainda estima que 1 mg de clorofila *a* equivale a 300 mg/L de DQO, podendo variar com a espécie algal.

### 5.2.2 Sólidos Suspensos

Na análise de sólidos em suspensão, na Lagoa 2, observou-se que, no período de verão, os valores para sólidos nas profundidade 0,10m e 0,40m eram maiores que os apresentados no fundo. Tal fato pode ser explicado pelo aumento da incidência luminosa nesse período, o que reflete na atividade algal na superfície da lagoa (como já demonstrado no parâmetro da clorofila *a*) o que aumenta a densidade de organismos nestes estratos, refletindo conseqüentemente no valor de sólidos em suspensão. Este

comportamento modificou-se durante a estação de outono, onde se tornavam maiores as concentrações na superfície e fundo, e menores no estrato intermediário.

Quanto ao estrato intermediário, este decréscimo dos valores pode ser devido à preferência desse estrato para processos reprodutivos diminuindo-se assim a incidência desses organismos nesta profundidade (0,40m). Para o estrato mais profundo, podem-se explicar tais valores elevados devido à sedimentação dos organismos como bactérias ou os demais grupos de algas encontradas, que não apresentam motilidade, tendendo à sedimentação. Tais resultados podem ser verificados na tabela 13.

**Tabela 13:** Resultados de Sólidos Suspensos (mg/L) na Lagoa 2

Período	SS	SS	SS
	entrada	meio	saída
<b>Verão</b>			
<b>28/01/2008</b>			
0,10m	450	440	490
0,40m	370	380	430
0,70m	430	520	370
<b>18/02/2008</b>			
0,10m	540	240	450
0,40m	200	500	670
0,70m	510	590	290
<b>03/03/2008</b>			
0,10m	130	140	190
0,40m	290	260	280
0,70m	270	140	170
<b>Outono</b>			
<b>28/04/2008</b>			
0,10m	580	930	10
0,40m	340	350	380
0,70m	490	320	390
<b>19/05/2008</b>			
0,10m	130	240	170
0,40m	30	170	140
0,70m	220	240	210

Para a Lagoa 3, conforme mostra a tabela 14, situação semelhante foi encontrada, com um maior percentual de sólidos na profundidade 0,10m e conseqüente decréscimo para a profundidade 0,5m, porém no período de outono houve uma diminuição gradativa dos valores de sólidos na superfície (0,10m). Para o estrato intermediário, assim como na Lagoa 2, foi observado nesta lagoa um decréscimo nos valores de sólidos, e aumento dos valores nos estratos de superfície e fundo ao longo do outono.



**Tabela 14:** Resultados de Sólidos Suspensos (mg/L) na Lagoa 3

Período	SS	SS	SS
	entrada	meio	saída
<b>Verão</b>			
<b>28/01/2008</b>			
0,10m	480	600	510
0,30m	510	410	360
0,50m	500	330	420
<b>18/02/2008</b>			
0,10m	570	560	480
0,30m	630	430	420
0,50m	480	360	450
<b>03/03/2008</b>			
0,10m	320	310	530
0,30m	170	320	250
0,50m	540	200	280
<b>Outono</b>			
<b>28/04/2008</b>			
0,10m	430	400	600
0,30m	380	380	430
0,50m	350	350	310
<b>19/05/2008</b>			
0,10m	240	230	80
0,30m	100	320	230
0,50m	230	270	170

### 5.2.3 Demais variáveis físico-químicas

Os valores de transparência da água, encontrados com disco de Secchi, variaram nas lagoas 2 e 3 em 0,05 e 0,04 m respectivamente, sendo a zona eufótica correspondente nestas lagoas a 0,15m e 0,12m respectivamente. A variação nas concentrações de pH, oxigênio dissolvido e temperatura ao longo do perfil longitudinal e vertical das lagoas, está representada nas tabelas 15 e 16.

Os valores de pH variaram, para a Lagoa 2, de forma que no outono, na profundidade 0,10m os valores foram máximos, havendo uma mínima variação no período de verão, sendo registrado para este estrato ao longo do tempo um valor médio de 9,5. Nas profundidades 0,40m e 0,70m foi registrada uma maior variação, sendo no verão encontrados valores de 9,04 a 9,11 e de 8,84 a 8,93, respectivamente. Para o estrato intermediário, após o verão, os valores de pH passam a aumentar no outono, estabilizando em torno de 9,20, enquanto que na profundidade 0,10m há uma conseqüente estabilização ao final do outono em torno de 9,40. Na Lagoa 3, foi constatada uma variação crescente do pH ao longo das estações, nas três diferentes profundidades, com valores variando de 8,6 no verão, para 9,6 no outono (0,30m e

0,50m); enquanto na profundidade 0,10m variou, do início do verão ao outono, entre 9,0 e 9,5.

Quanto ao parâmetro oxigênio dissolvido, observou-se, na Lagoa 2, durante o verão, uma baixa concentração de OD, em todos os estratos avaliados, com principal destaque à superfície (0,10m) que apresentava valor médio de 1,20 mg/L. Neste sistema, tal fato pode ter decorrido de fatores como utilização no metabolismo algal e aumento da temperatura nesta unidade, entre outros. Durante o outono a concentração de OD continuou baixa, com uma média de 1,20 mg/L, no entanto ocorreu um pico de OD nesta estação de 7,2 mg/L para a profundidade 0,10m.

**Tabela 15:** Resultados obtidos em diferentes profundidades de pH, OD e temperatura na Lagoa 2

Período	pH			OD			Temperatura		
	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída
<b>Verão</b>									
<b>28/01/2008</b>									
0,10m	9,03	9,02	9,07	0,65	0,76	0,66	23,5	27,52	26,14
0,40m	9,04	9,05	9,07	0,73	0,65	0,63	24,96	24,83	24,69
0,70m	8,93	8,9	8,87	0,69	0,76	0,93	24,73	24,68	24,68
<b>18/02/2008</b>									
0,10m	9,03	9,02	9,07	1,26	0,78	0,82	29,48	30,62	29,11
0,40m	9,03	9,03	9,05	0,73	0,68	0,9	26,95	26,43	26,33
0,70m	8,87	8,91	8,84	0,72	0,81	0,88	25,96	26,01	25,99
<b>03/03/2008</b>									
0,10m	9,02	9,14	9,05	2,28	1,88	1,59	30,58	29,04	29,15
0,40m	9,08	9,11	9,07	0,79	0,88	0,71	26,45	26,33	26,34
0,70m	8,87	8,87	8,84	0,69	0,91	0,79	25,41	25,4	25,66
<b>Outono</b>									
<b>28/04/2008</b>									
0,10m	9,16	9,17	9,37	0,76	0,8	7,17	22,19	22,16	29,8
0,40m	9,14	9,13	9,1	0,64	0,59	1,01	22,14	22,12	22,81
0,70m	9,11	9,12	9,11	0,51	0,47	0,53	22,24	22,32	22,5
<b>19/05/2008</b>									
0,10m	9,52	9,56	9,59	1,14	2,11	1,22	17,58	20,87	21,16
0,40m	9,47	9,25	9,27	0,75	0,95	0,85	17,51	18,99	18,98
0,70m	9,3	9,25	9,25	0,6	0,64	0,52	18,02	18,95	18,95

Para a Lagoa 3, observou-se comportamento semelhante, com valor médio de OD no verão, para os três estratos, bastante baixos, sendo estes 1,30 mg/L, 0,87 mg/L e 0,8 mg/L para as profundidades 0,1m, 0,3m e 0,5m, respectivamente; seguindo-se de um ligeiro aumento desses valores no estrato superior durante o outono, alcançando uma concentração de OD nesta estação de 2,0 mg/L. Para os estratos intermediário e fundo, observou-se um comportamento médio semelhante, na profundidade 0,30m chegou-se a uma variação de 0,40 mg/L a 1,60 mg/L, e para 0,50m tal variação foi de 0,25 mg/L a 1,33 mg/L. Os baixos valores encontrados nesse sistema, assim como na Lagoa 2,

podem ser explicados pela ação dos ventos, comum e bastante intensos nessa estação especificamente.

Quanto à temperatura, verificou-se, na Lagoa 2, que no verão a amplitude térmica tornou-se mais evidente, enquanto que no período do outono as temperaturas encontram-se mais homoganeamente distribuídas, sendo registradas mínima no outono (18°C a 0,7m) e máxima no verão (30,6°C a 0,10m), sendo que houve um aumento crescente ao longo do verão e gradativa diminuição destes valores com o aumento da profundidade, para ambas as estações. Tal variação deve-se não somente à estação do ano da realização de coleta, como também à menor incidência de penetração de luz nas camadas mais profundas. Para a Lagoa 3, o mesmo pode ser verificado, com maior valor no período de verão, com máxima de 32°C (a 0,1m) e mínima de 18,0 °C (a 0,5m).

**Tabela 16:** Resultados obtidos em diferentes profundidades de pH, OD e temperatura na Lagoa 3

Período	pH			OD			Temperatura		
	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída	entrada	meio	saída
<b>Verão</b>									
<b>28/01/2008</b>									
0,10m	9,16	9,22	9,24	0,85	0,85	1,02	26,63	27,52	25,22
0,30m	9,21	9,24	9,24	0,75	0,81	0,75	23,67	24,83	23,78
0,50m	9,17	9,22	9,21	0,7	0,78	0,83	23,76	24,68	23,66
<b>18/02/2008</b>									
0,10m	9,32	9,25	9,29	1,81	1,41	1,35	29,39	28,64	30,22
0,30m	9,19	9,2	9,23	0,75	0,72	1,35	25,03	26,24	26,35
0,50m	9	8,88	9,02	0,69	0,89	0,94	25,44	25,34	25,42
<b>03/03/2008</b>									
0,10m	9,21	9,15	9,2	1,48	1,01	1,65	31,95	28,94	31,4
0,30m	9	9	9	0,88	0,79	1,02	25,87	25,86	25,68
0,50m	8,73	8,66	8,89	1,19	0,81	1,97	25,44	25,13	25,51
<b>Outono</b>									
<b>28/04/2008</b>									
0,10m	9,17	9,09	9,16	1,82	0,81	0,95	21,94	21,96	21,88
0,30m	9,16	9,11	9,15	1,57	0,34	0,7	21,79	21,73	21,8
0,50m	9,12	9,1	9,14	1,33	0,25	0,51	21,83	21,75	21,75
<b>19/05/2008</b>									
0,10m	9,57	9,5	9,47	1,11	1,6	2,04	19,61	21,79	21,26
0,30m	9,57	9,54	9,52	0,97	0,97	1,38	19,07	18,48	19,02
0,50m	9,57	9,56	9,54	0,85	0,75	1,21	18,3	18,08	18,34

### 5.3 Avaliação do Plâncton

As tabelas 17 e 18 apresentam a densidade total do fitoplâncton medida nos períodos inverno, primavera, verão e outono. Nos meses mais quentes e ensolarados, as concentrações de algas foram maiores que nos meses de menor insolação.

No geral, os indivíduos estiveram em maior densidade na Lagoa 2 nos períodos de primavera, verão e outono. As duas espécies ainda não identificadas de *Chlamydomonas*, foram chamadas de *Chlamydomonas sp 1* e *Chlamydomonas sp 2*, de acordo com as características de cada uma já anteriormente citadas.

A concentração de *Chlamydomonas ehrenbergi* variou na Lagoa 2 durante o período experimental, sendo menor no início do inverno e no outono, e manteve uma concentração maior durante a primavera e verão. Organismos do gênero *Navicula* foram também recorrentes nas Lagoas 2 e 3 na estação de inverno, tendo sua presença diminuída ao longo da primavera com conseqüente predomínio quantitativo do gênero *Chlamydomonas*. No outono pode-se verificar na Lagoa 2 uma maior concentração de *Chlamydomonas sp 2*.

A Lagoa 3 apresentou comportamento diverso, apresentando em uma mesma estação uma variação de espécie do gênero *Chlamydomonas* predominante, estando esta variação entre a *Chlamydomonas ehrenbergi* e a *Chlamydomonas sp 2*. Assim como na Lagoa 2, as maiores concentrações de indivíduos foram encontradas nas estações mais quentes, porém indivíduos do gênero *Nitzschia* foram presenciados somente nesta lagoa.

As lagoas apresentaram uma densidade total da ordem de  $10^4$  a  $10^6$  indivíduos/mL. Maizonave et al. (2005) obtiveram densidade total do fitoplâncton de  $10^3$  a  $10^4$  org/mL e Cruz et al. (2005) obtiveram 0 a  $8 \times 10^6$  ind/mL.

**Tabela 17:** Densidade total do fitoplâncton (indivíduos/mL) na lagoa 2 (n=63)

organismos	inverno n=18		primavera n=15		verão n=18		outono n=12	
	23/08/07	03/09/07	22/10/07	05/11/07	28/01/08	03/03/08	28/04/08	19/05/08
<i>Chlamydomonas ehrenbergi</i>	73220	49000	212460	25040	181240	125960	19660	10360
<i>Chlamydomonas sp. 1</i>	200	3580	52800	35880	240	56800	20210	6200
<i>Chlamydomonas sp. 2</i>	0	3620	0	31900	0	0	74100	15360
<i>Navicula</i>	80	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tabela 18:** Densidade total do fitoplâncton (indivíduos/mL) na lagoa 3 (n=60)

organismos	inverno n=16		primavera n=15		verão n=17		outono n=12	
	23/08/07	03/09/07	22/10/07	05/11/07	28/01/08	03/03/08	28/04/08	19/05/08
<i>Chlamydomonas ehrenbergi</i>	76440	4820	104120	21180	53440	95360	38020	9460
<i>Chlamydomonas sp. 1</i>	71520	22800	122560	16580	3480	65240	14380	8520
<i>Chlamydomonas sp. 2</i>	0	49560	0	48340	0	0	41660	8140
<i>Navicula</i>	0	20	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i>	0	0	50	0	0	0	0	0

As tabelas 19 e 20 apresentam a distribuição dos grupos de indivíduos nas diferentes profundidades das lagoas, notando-se que os indivíduos estiveram em maior densidade na Lagoa 2.

**Tabela 19:** Distribuição do fitoplâncton em diferentes profundidades (indivíduos/mL) na lagoa 2 (n=63)

organismos	inverno n=18		primavera n=15		verão n=18		outono n=12	
	23/08/07	03/09/07	22/10/07	05/11/07	28/01/08	03/03/08	28/04/08	19/05/08
<i>Chlamydomonas ehrenbergi</i>								
0,10m	68200	32960	170320	21280	151200	90420	16480	8160
0,40m	2840	14080	34220	2200	12700	17580	2040	1160
0,70m	2180	1960	7920	1560	17340	17960	1140	1040
<i>Chlamydomonas sp. 1</i>								
0,10m	200	1680	48000	32560	240	54260	5940	1280
0,40m	0	1540	3500	1600	0	980	4350	2460
0,70m	0	360	1300	1720	0	1560	9920	2460
<i>Chlamydomonas sp. 2</i>								
0,10m	0	320	0	28720	0	0	71600	15360
0,40m	0	2700	0	2440	0	0	1620	0
0,70m	0	600	0	740	0	0	880	0

**Tabela 20:** Distribuição do fitoplâncton em diferentes profundidades (indivíduos/mL) na lagoa 3 (n=60)

organismos	inverno n=16		primavera n=15		verão n=17		outono n=12	
	23/08/07	03/09/07	22/10/07	05/11/07	28/01/08	03/03/08	28/04/08	19/05/08
<i>Chlamydomonas ehrenbergi</i>								
0,10m	51400	3840	78160	17440	34560	75680	32000	7680
0,30m	15840	460	14640	1900	9940	10240	3900	920
0,50m	9200	520	11320	1840	8940	9440	2120	860
<i>Chlamydomonas sp. 1</i>								
0,10m	68600	22800	96400	12160	2160	59440	5920	4320
0,30m	600	0	12020	1920	620	3940	3980	2000
0,50m	2320	0	14140	2500	700	1860	4480	2200
<i>Chlamydomonas sp. 2</i>								
0,10m	0	44160	0	45600	0	0	38640	7600
0,30m	0	3680	0	1880	0	0	2380	380
0,50m	0	1720	0	860	0	0	640	160

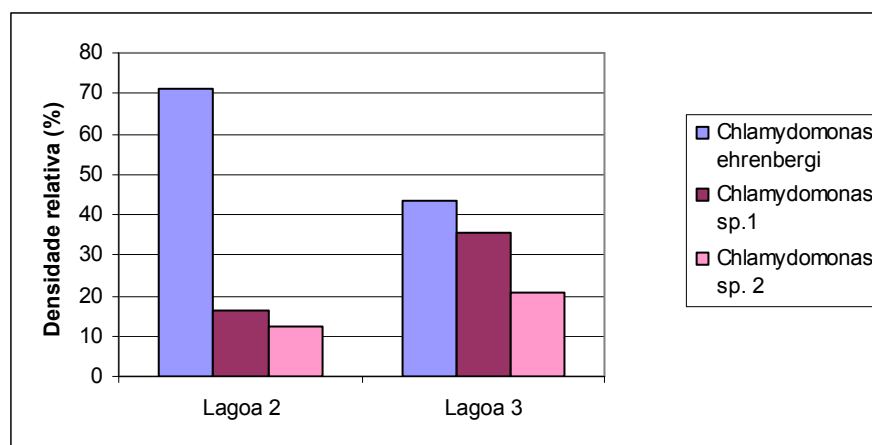
Conforme as tabelas 19 e 20, as *Chlamydomonas ehrenbergi* estiveram distribuídas em ambas as lagoas nas diferentes profundidades, durante todo o período estudado. Em geral, a densidade das algas foi maior na superfície em relação às outras duas profundidades estudadas. A densidade de indivíduos variou bastante com a profundidade e também com a estação da coleta, evidenciando a motilidade da biomassa algal nos períodos de monitoramento.

As *Chlamydomonas sp. 1* em relação as *Chlamydomonas sp. 2* apresentaram-se na sua maioria bem distribuídas nas três profundidades, ou seja, em maiores densidades, sendo que esta última, além de apresentar menores densidades, não esteve presente nas lagoas durante o período de verão.

## 5.4 Quantificação da Biomassa Fitoplanctônica

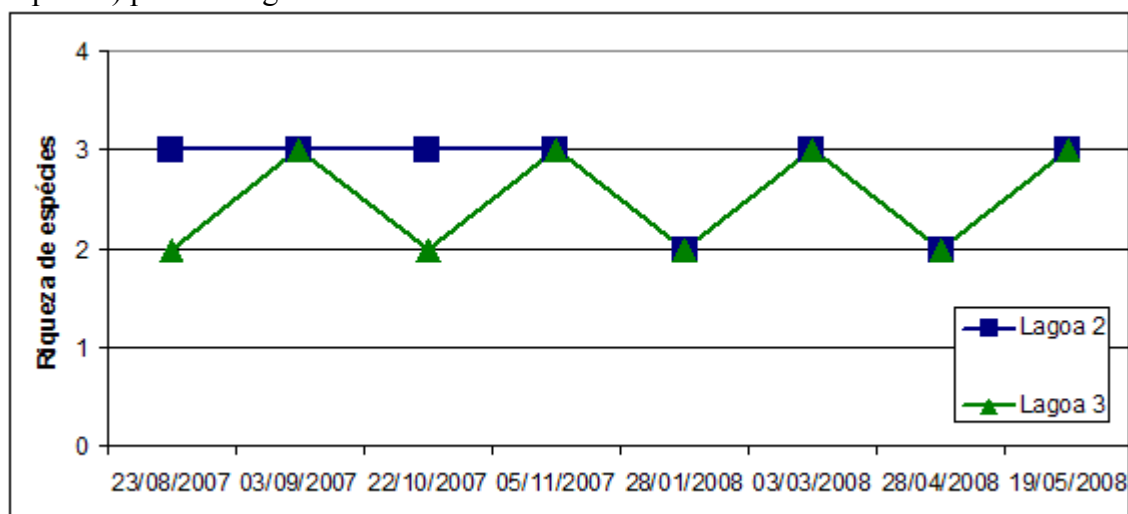
### 5.4.1 Densidade relativa e riqueza de espécies

A Lagoa 2, conforme mostra a figura 12, apresentou a maior densidade relativa em relação as *Chlamydomonas ehrenbergi*, com um valor acima de 70%. Esta alta densidade relativa diminui à medida que o efluente é tratado pelo sistema. Em termos percentuais, na Lagoa 2, esta densidade de 71% passa para 43% na Lagoa 3. Sendo que nesta outra lagoa, pode-se observar um aumento da densidade relativa das demais espécies de *Chlamydomonas*.



**Figura 12:** Densidade relativa das espécies do gênero *Chlamydomonas* nas Lagoas 2 e 3

Na figura 13 é apresentada a variação temporal do número de espécies (riqueza de espécies) para as Lagoas 2 e 3.



**Figura 13:** Riqueza de espécies da população fitoplanctônica nas Lagoas 2 e 3

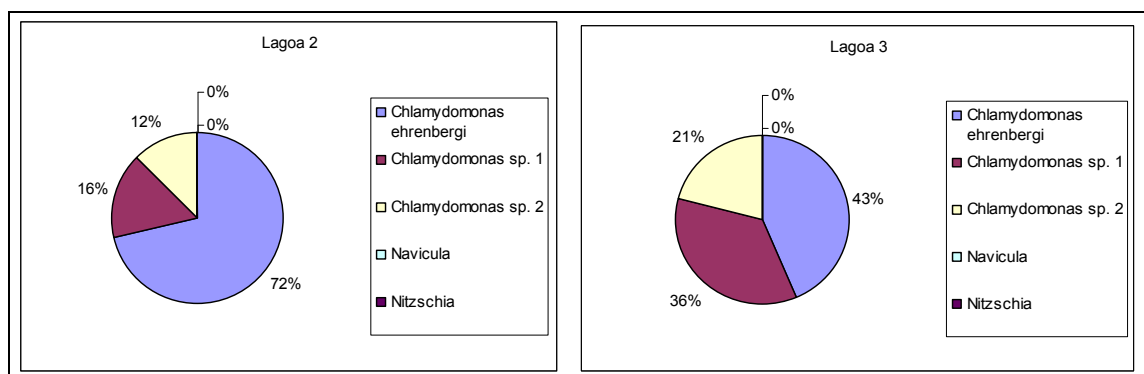
Como mostra a figura 13, estas lagoas não apresentaram uma riqueza de espécies elevada, estando com um intervalo de 2 a 3 *taxa* encontradas em cada amostra. Domitrovic et al. (1998) obtiveram riqueza de espécies de 137 espécies em um lago subtropical na Argentina e ressaltaram que a riqueza de espécies é mais alta em ambientes naturais do que em ambientes eutróficos, como as lagoas de estabilização. Cruz et al. (2005) registraram riqueza de espécies algais de 18 *taxa*, em efluente doméstico, com lagoas facultativas.

#### 5.4.2 Índice de ocorrência de espécies – IOE

Os índices de ocorrência de espécies (IOE) para os grupos ou espécies encontrados nas Lagoas 2 e 3 foram agrupados nas seguintes categorias: espécies ausentes, espécies raras, espécies pouco freqüentes, freqüentes e permanentes, conforme intervalos citados anteriormente. A tabela 21 e a figura 14 apresentam a distribuição do índice de ocorrência das espécies planctônicas e suas categorias nas Lagoas 2 e 3.

**Tabela 21:** Índice de ocorrência de espécies e as categorias para as espécies identificadas nas Lagoas 2 e 3

Táxon	IOE		Categorias	
	Lagoa 2	Lagoa 3	Lagoa 2	Lagoa 3
<i>Chlamydomonas ehrenbergi</i>	71,05	43,65	Freqüentes	Pouco freqüentes
<i>Chlamydomonas sp. 1</i>	16,46	35,63	Pouco freqüentes	Pouco freqüentes
<i>Chlamydomonas sp. 2</i>	12,49	20,71	Pouco freqüentes	Pouco freqüentes
<i>Navicula</i>	0,01	0,00	Raras	Ausentes
<i>Nitzschia</i>	0,00	0,01	Ausentes	Raras



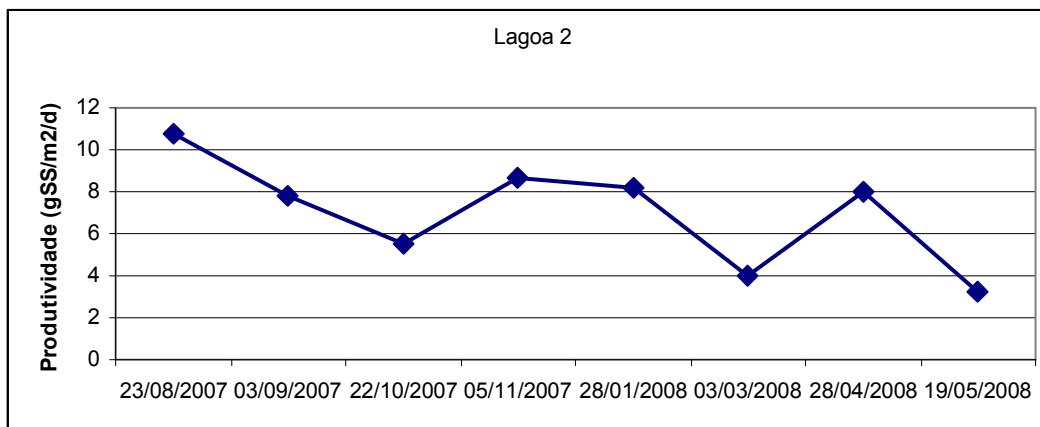
**Figura 14:** Distribuição do índice de ocorrência nas Lagoas 2 e 3

*Chlamydomonas ehrenbergi* esteve presente em todas as amostras, com alta densidade. De acordo com os intervalos pré-estabelecidos, esta espécie foi classificada como freqüente na Lagoa 2 e uma espécie pouco freqüente na Lagoa 3, apresentando uma menor densidade nesta lagoa. Esta espécie se desenvolveu em quantidade importante e regular durante todo o período experimental. As espécies raras foram as

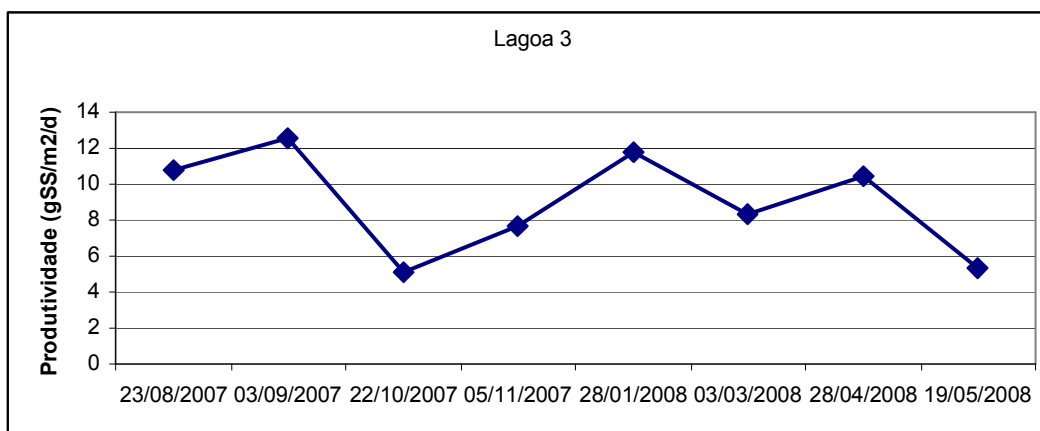
seguintes: *Navícula sp* na Lagoa 2, considerada rara na Lagoa 3; e a *Nitzschia sp* na Lagoa 3, também da mesma forma considerada rara na Lagoa 2.

#### 5.4.3 Produtividade da biomassa algal

A produtividade da biomassa algal foi calculada utilizando o modelo de Oswald (1988) apresentado na equação 7. As figuras 15 e 16 apresentam a variação temporal da produtividade da biomassa algal (expressa em SS) nas lagoas 2 e 3.



**Figura 15:** Variação temporal da produtividade da biomassa algal (gSS/m²/d) na Lagoa 2



**Figura 16:** Variação temporal da produtividade da biomassa algal (gSS/m²/d) na Lagoa 3

A média da produtividade da biomassa algal foi de 7 gSS/m²/dia na Lagoa 2, sendo que a Lagoa 3 apresentou uma maior produtividade, com uma média de 9 gSS/m²/dia.

Zulkifi (1992), obteve valores de 125 gST/m²/dia (TDH = 2 a 3 dias) e valores inferiores a 25 gST/m²/dia (TDH = 8 dias), embora o estudo fosse para lagoas de alta taxa, este mostra que para TDH mais longas a produtividade é menor.



O aumento da produtividade da biomassa algal, conforme equação 7, pode aumentar com a profundidade ou diminuir com o tempo de residência celular. Na realidade, o equilíbrio da concentração celular diminui com a profundidade, assim o aumento na produtividade da biomassa algal resultando do aumento da profundidade é muito limitado (BARTHEL, 2007).

Se o tempo de residência celular é diminuído pelo aumento do tempo de detenção hidráulica da massa líquida, a concentração celular tende também a declinar por causa da diluição, assim novamente um aumento na produtividade da biomassa algal pode não ocorrer (OSWALD, 1988).

### 5.5 Análise de FISH (Hibridização Fluorescente in situ)

A técnica de FISH foi realizada nas amostras da Lagoa 1 a fim de elucidar com maior especificidade as bactérias presentes nesta unidade inicial de tratamento. Conforme descrito no item 4.2.5, foram utilizadas 8 diferentes sondas de origem no RNA 16S, segundo dados da literatura internacional.

As amostras se apresentaram, no período estudado, com característica geral bastante semelhante em ambos os estratos (0,1m e 0,7m), sendo homogênea, com pouco material extracelular, flocos celulares irregulares, e bem distribuídos. Morfologicamente, as células encontradas eram na sua maioria cocais, bacilares e diplobacilares, com presença de organismos filamentosos (curtos e longos) tendo maior ocorrência de filamentos longos quando analisados na profundidade 0,7m.

Quanto ao resultado da hibridização com as sondas específicas, observou-se que para o grupo das Eubactérias, estas foram encontradas em quantidades elevadas (relação entre as células hibridizadas com a sonda EUB I+II+III e as células coradas com o DAPI) ao longo do período de coleta, assumindo na grande maioria formas bastonetes e coloniais. Segundo Amann et al. (1992) esta relação (EUB/DAPI) fornece uma indicação da atividade metabólica das bactérias presentes em sistemas biológicos de tratamento. Assim, nos meses de agosto a outubro, esta relação de eubactérias encontrava-se em média 80% do DAPI, o qual representa 100% dos microrganismos presentes na amostra (Figura 17 A e B). No período subsequente, esta porcentagem apresentou um declínio, chegando esta relação a assumir 30% do DAPI.

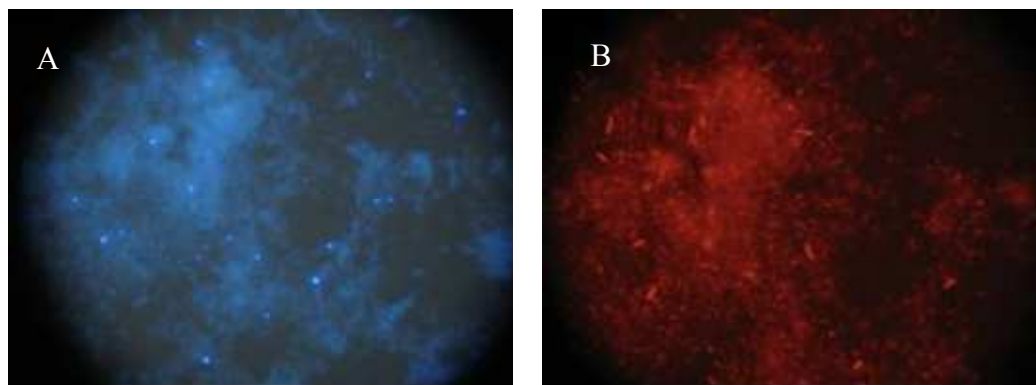
Para as bactérias nitrificantes (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter* e Beta-proteobactérias), devido a concentração de oxigênio dissolvido neste ambiente se encontrar próximo ou igual a 0 mg/L, estas, foram encontradas em baixíssima porcentagem, tendo valores máximos de 10%, no mês de outubro, mantendo-se posteriormente em uma faixa rara de ocorrência. Como consequência da baixa concentração de bactérias nitrificantes, esperou-se encontrar bactérias do grupo Anammox, uma vez que estas sobrevivem em ambientes anaeróbios.

Os microrganismos anammox oxidam amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) diretamente a nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ) sendo o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), oceptor de elétrons. O processo é autotrófico, utilizando  $\text{CO}_2$  como única fonte de carbono (STROUS et al, 1998). Atualmente, já foram identificados microrganismos em várias partes do mundo (DEN CAMP et al, 2006; DAPENA-MORA et al, 2006; TOH et al, 2002; FUJI et al, 2002), inclusive no Brasil (REGINATTO et al, 2005; KIELING, 2004). Assim, como já evidenciado a

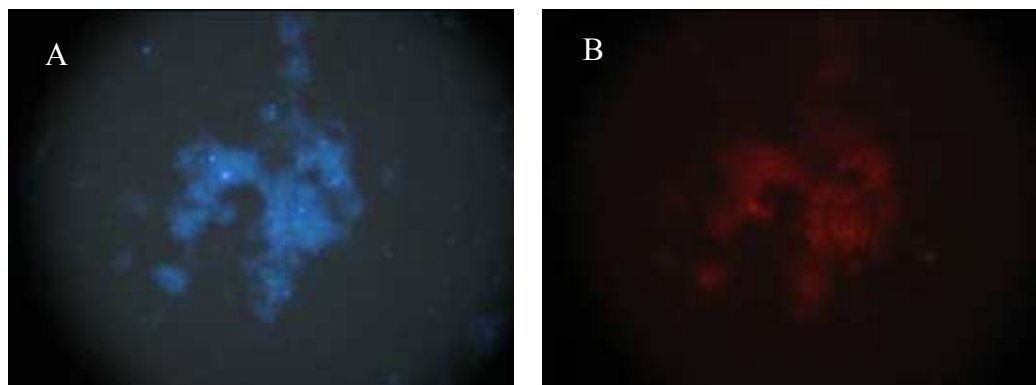
possibilidade por diversos autores, esperou-se encontrá-las também no sistema estudado. No entanto, no presente estudo, o grupo não foi detectado na técnica de FISH, sugerindo uma busca mais precisa, aplicando-se outras metodologias de biologia molecular.

Para o grupo das Archae e archae metanogênicas (*Methanosarina*, *Methanosaeta* e demais grupos Methanomicrobiales) foi encontrado resultado positivo, sendo diagnosticado até 50% do DAPI no mês de novembro. Tal fato coincide com a baixa ocorrência de Eubactérias, determinando uma relação inversamente proporcional entre esses dois grandes grupos microbianos.

Por fim, foi encontrado em grande parte das amostras, grupos de bactérias sulfatoredutoras do gênero *Desulfobionaceae* (Figura 18 A e B). Estas oxidam compostos orgânicos ou  $H_2$  com a redução do sulfato, produzindo sulfeto. A redução do sulfato pode promover a remoção dos metais de rejeitos contaminados tanto *in situ* quanto *ex situ*, e também pode contribuir para a remoção de metais e da acidez, em ambientes artificiais e naturais. Sua incidência pode também estar diretamente relacionado com o elevado pH registrado nesse sistema (valor médio em 9,0), sendo estes organismos inibidos em ambientes de baixo pH, podendo no entanto elevar o pH do seu ambiente, ao iniciar suas atividades, o que possibilita também sua detecção em regiões ácidas extremas (HERLIHY et al., 1987).



**Figura 17:** Células hibridizadas para análise de eubactérias:  
A) DAPI (100%) e B) EUB mix ( $\cong$  70%)



**Figura 18:** Células hibridizadas para análise de bactérias do gênero *Desulfotomaculaceae*:  
(A) DAPI (100%) e B) DSV ( $\cong$  20%)

## 5.6 Avaliação do desempenho do sistema de lagoas

### 5.6.1 Variáveis Físico-Químicas

As tabelas 22, 23 e 24 apresentam os resultados das variáveis físico-químicas medidas mensalmente, no período de janeiro a maio de 2008, para as Lagoas 1, 2 e 3 respectivamente.

**Tabela 22:** Valores obtidos para as variáveis físico-químicas na Lagoa 1

variáveis	verão						outono			
	28/01/2008		18/02/2008		03/03/2008		28/04/2008		19/05/2008	
	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
Temperatura (°C)	28,76	27,71	32,25	30,63	32,6	31,99	24,14	24,15	24,75	22,89
OD (mg/L)	0,72	0,79	0,62	0,44	0,56	0,53	0,93	0,7	0,62	0,35
pH	9,07	9,09	9,02	9,06	9,1	9,11	9,26	9,25	9,21	9,23
Potencial Redox (mV)	-302	-297	-283	-291	-271	-288	-298	-328	-255	-285
Condutividade (mS/cm)	18,399	18,363	17,964	18,129	18,423	18,414	16,797	16,841	16,025	16,05
SS (mg/L)	680	260	420	360	410	320	640	300	310	60
DQOt (mg/L)	3792	3109	3390	2627	5078	2837	1957	1961	2291	1489
DBO (mg/L)	1410	910	1350	980	2510	770	2100	1430	940	580

**Tabela 23:** Valores obtidos para as variáveis físico-químicas na Lagoa 2

variáveis	verão						outono			
	28/01/2008		18/02/2008		03/03/2008		28/04/2008		19/05/2008	
	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
Temperatura (°C)	23,5	26,14	29,48	29,11	30,58	29,15	22,19	22,8	20,87	18,98
OD (mg/L)	0,65	0,66	1,26	0,82	2,28	1,59	0,76	1,17	2,11	0,85
pH	9,03	9,07	9,03	9,07	9,02	9,05	9,16	9,1	9,56	9,27
Potencial Redox (mV)	-289	-260	-148	-64	-107	-138	-239	-258	-133	-51
Condutividade (mS/cm)	15,087	14,824	12,212	12,229	5,067	5,681	7,844	7,834	10,918	12,209
SS (mg/L)	260	340	360	450	320	150	300	150	60	50
DQOt (mg/L)	3109	2459	2627	1242	2837	604	1961	825	1489	1112
DBO (mg/L)	910	560	980	296	770	122	1430	330	580	148

**Tabela 24:** Valores obtidos para as variáveis físico-químicas na Lagoa 3

variáveis	verão						outono			
	28/01/2008		18/02/2008		03/03/2008		28/04/2008		19/05/2008	
	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
Temperatura (°C)	26,63	25,22	29,39	30,22	31,95	31,4	21,94	21,88	19,61	21,26
OD (mg/L)	0,85	1,02	1,81	1,35	1,48	1,65	1,82	0,95	1,11	2,04
pH	9,16	9,24	9,32	9,29	9,21	9,2	9,17	9,16	9,57	9,47
Potencial Redox (mV)	-150	-82	2	-16	-131	-116	-256	-247	15	92
Condutividade (mS/cm)	13,472	13,598	11,121	11,197	6,844	7,156	10,571	10,836	10,669	10,572
SS (mg/L)	340	280	450	500	150	290	150	190	50	70
DQOt (mg/L)	2459	2322	1242	1453	604	697	825	1309	1112	1140
DBO (mg/L)	560	336	296	284	122	140	330	152	148	114

A temperatura média da massa líquida variou entre 23,5 e 32,6°C no verão nas lagoas. Nesse período os maiores valores de OD e pH foram encontrados nas Lagoas 2 e 3 respectivamente, sendo de 2,28 mg/L e 9,32. Pearson (2005) apud Barthel (2007) relata que 80% da produção de oxigênio resulta da atividade fotossintética realizada pela população fitoplanctônica.

No outono, a temperatura média manteve-se em 21,7°C, em todas as lagoas, e os valores médios de OD e pH foram de 1,12 mg/L e 9,28, respectivamente. Nos dois períodos, os valores da DQO<sub>t</sub> efluente na Lagoa 3 foram maiores em relação à concentração afluente, devido provavelmente ao desenvolvimento algal e aumento da concentração de SS. A DBO diminuiu a medida que o efluente foi tratado na série de lagoas. Para os parâmetros de DQO e DBO, a Lagoa 2 foi a que apresentou o melhor rendimento em termos de remoção.

A concentração média de SS foi maior no verão, sendo que seus valores variaram de 500 a 360 mg/L em média, entre entrada e saída do sistema de lagoas. No outono foram encontrados valores similares nas três lagoas (média de 200 mg/L).

Quanto às legislações vigentes, a Resolução do Conama (Conselho Nacional do Meio Ambiente) n° 357/2005 determina que o pH deve situar-se entre 6 a 9, para

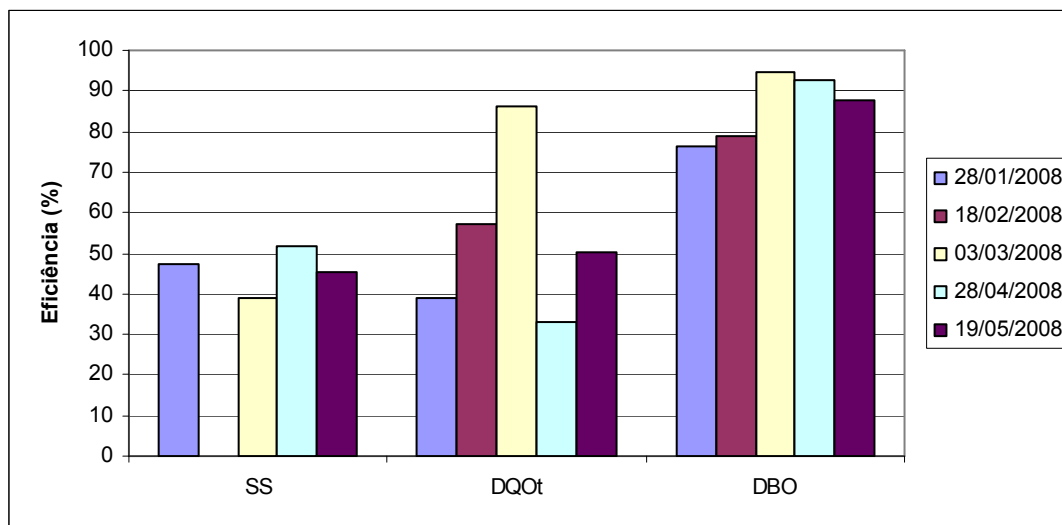
lançamento de efluente em corpos receptores. A legislação ambiental catarinense determina  $DBO \leq 60 \text{ mg/L}$  ou tratamento com remoção  $\geq 80\%$ .

Em relação à eficiência do sistema, para os dois períodos avaliados, a figura 19 mostra que no verão existe um grande potencial de tratamento para a  $DQO_t$ , sendo que os parâmetros DBO e SS apresentam maior remoção no outono. As eficiências de remoção são de 40% a 60% para  $DQO_t$ , sendo que esta alcançou um pico de 85% no verão; 40% a 50% para SS; 75% a 90% para DBO, com picos de 95% no outono.

Os resultados obtidos foram comparáveis àqueles de Silva (2007), que obteve reduções de 68% de DQO e 84% de DBO, utilizando lagoas de estabilização com este mesmo lixiviado. Reside, porém a necessidade de otimizar o sistema, para que a qualidade do efluente final atenda a Legislação vigente.

Observou-se nas lagoas que as elevadas concentrações de clorofila *a* coincidiram com altas concentrações de SS e  $DQO_t$ . Observação verificada na Lagoa 2 durante o período do outono e para a Lagoa 3 durante o verão.

No geral, a concentração da biomassa algal variou com as trocas ambientais associadas com as estações, durante o verão com temperaturas mais elevadas e grande radiação solar, o sistema apresentou maior eficiência, com menores concentrações de SS e  $DQO_t$  no efluente. Já no outono, onde a atividade fotossintética foi menor, a capacidade de remoção também sofreu uma redução.



**Figura 19:** Eficiências de remoção das variáveis físico-químicas

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 6.1 Conclusões

Para período de análise dos experimentos, os resultados obtidos confirmam o potencial de aplicação do sistema de lagoas em série para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, com destaque para a remoção de matéria carbonácea (DBO), na qual a presença e a dinâmica planctônica têm um papel importante.

Especificamente, os resultados permitem concluir:

As variações de pH e oxigênio dissolvido, bem como elevadas concentrações de clorofila *a* e de sólidos em suspensão, foram conseqüência do crescimento algal, *Chlamydomonas ehrenbergi* foi a espécie dominante ao longo das lagoas 2 e 3. Esta alga vive em ambientes ricos em nutrientes, suporta variações de carga orgânica, além de serem mais bem adaptadas às condições extremas de contaminação, como é o caso das lagoas em estudo, levando assim a exclusão dos demais grupos de organismos.

A temperatura (ar, água) e a energia solar estiveram fortemente correlacionadas com os principais fatores ambientais que controlam o processo de tratamento efetuado nas lagoas, demonstrando o bom funcionamento destas.

A produtividade algal em termos de SS foi maior na Lagoa 3 (~9 gSS/m<sup>2</sup>/dia). Não foi observada uma variação sazonal em relação à produtividade algal. No inverno houve predomínio da espécie *Chlamydomonas ehrenbergi*, a qual ao longo do tempo veio apresentando coexistência com outras espécies de mesmo gênero. As maiores concentrações de *Chlamydomonas ehrenbergi* e de clorofila *a* ocorreram quando houve aumento da temperatura e radiação solar, ou seja, durante o verão. *Chlamydomonas* foi o gênero dominante ao longo de todos os ensaios, seguida pela ocorrência de outros gêneros, como *Navicula* e *Nitzschia*. Esta dominância indica que estes grupos são pouco sensíveis ou especialmente adaptados ao alto teor de nutrientes e matéria orgânica neste sistema.

Houve predominância de *Chlamydomonas ehrenbergi* e maior densidade relativa, em relação aos outros organismos, em todas as lagoas durante o período experimental, sendo que estes valores foram maiores para a Lagoa 2. Constatou-se uma baixa riqueza de espécies, com o aparecimento de no máximo três espécies em cada amostra. Não houve ausência do fitoplâncton em nenhuma etapa do monitoramento. Neste estudo, a presença marcante do gênero *Chlamydomonas* nas unidades de tratamento pode servir como ferramenta de diagnóstico para caracterizar este ambiente em suas fases ou mesmo condições de tratamento, uma vez que de acordo com suas exigências tróficas, estes microrganismos suportam perfeitamente ambientes com alto teor de matéria orgânica em decomposição. Dessa forma a baixa diversidade encontrada está diretamente relacionada com o estágio de tratamento do lixiviado na estação, o qual apresenta alta carga orgânica, resultando em um ambiente de elevado estresse e com alto potencial limitante.

A identificação da comunidade bacteriana apresentou grande variação durante o período de estudo, nos meses de agosto a outubro, a relação de eubactérias encontrava-se em média 80% do DAPI, o qual representa 100% dos microrganismos presentes na

amostra. No período subsequente, esta porcentagem apresentou um declínio, chegando a assumir 30% do DAPI. As bactérias nitrificantes foram encontradas em baixíssima porcentagem, mantendo-se em uma faixa rara de ocorrência na maior parte do experimento. Apesar da expectativa, não foram encontradas bactérias do grupo Anammox.

O sistema de tratamento biológico apresentou boa eficiência na remoção da matéria carbonácea, atingindo percentuais de remoção em torno de 40% a 60% para  $DQO_t$ ; 40% a 50% para SS; e 75% a 90% para DBO. O estudo do desempenho das lagoas quanto à sazonalidade mostrou que, no verão foi encontrado pico de remoção de  $DQO_t$  de 85%, sendo que no outono, o mesmo ocorreu para a variável DBO, com picos de 95% de remoção. Os sólidos suspensos apresentaram eficiências de remoção semelhantes durante todo período de estudo. A clorofila *a* não apresentou um padrão quanto aos pontos de coleta (localização na lagoa e profundidade), porém evidenciou-se uma maior concentração da clorofila *a* em geral na superfície do que no fundo das lagoas, durante o outono na Lagoa 2, e na Lagoa 3 durante o verão.

## 6.2 Recomendações

Para a continuidade dos estudos do sistema biológico de tratamento de lixiviados de aterro sanitário, as seguintes recomendações são sugeridas:

- estudos com a Lagoa 1, devem ser realizados com outra técnica de biologia molecular, uma tecnologia que apresente maior especificidade, visto que a aplicada neste estudo não mostrou resultados significativos, quando comparados a literatura existente;
- para a Lagoa 2 é recomendado o uso de aeração artificial, possibilitando assim o aumento do OD presente neste meio, o que aumentaria a atividade dos microrganismos, otimizando conseqüentemente os processos bioquímicos;
- efetuar um acompanhamento detalhado de outras variáveis físico-químicas, além das avaliadas neste estudo, para verificar a influência destas no perfil biológico do sistema de tratamento.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas: **NBR 8419– Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento**. Rio de Janeiro, 13p, 1984.
- AGUIJARO, L. F.; SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R. e SOUZA, R. C. R. **Manual ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic, 2006.
- AMANN R. **In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes**. IN: A.D.L. Akkerman, J.D.van Elsas, F.J. de Bruijn (eds) *Molecular microbial Ecology Manual*, p.1-15, 1995.
- AMANN R. I., BINDER B. J., OLSON R. J., CHISHOLM S. W., DEVEREUX R. and STAHL D. A. **Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations**. *Appl. Environ. Microbiol.* 56: p.1919-1925, 1992.
- APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>a</sup> ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- APHA. AWWA. WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 Ed., Washington, DC, USA, American Public Health Association, 1998.
- ARCEIVALA, S. J. **Principles of Reactor Design**. In: **Wastewater Treatment and Disposal – Engineering and Ecology in Pollution Control**. 1.ed. [s.l.]: Marcel Dekker, p.561-600, 1981.
- BARBOSA, R. M. **O Chorume dos Depósitos de Lixos Urbanos: Composição, Evolução, Diluição, Extensão, Processos, Poluição e Atenuação**. *Revista Brasileira de Tecnologia*, v. 14, p. 111-125, Camaçari, 1999.
- BARTHEL, L. **Lagoas de Alta Taxa, Maturação e Aguapés em sistemas de tratamento de dejetos suínos: Avaliação de desempenho e dinâmica planctônica**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2007.
- BASTOS, I. C. O.; LOVO, I. C.; ESTANISLAU, C. A. M. e SCOSS, L. M. **Utilização de bioindicadores em diferentes hidrossistemas de uma indústria de papéis reciclados em Governador Valadares – MG**. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.11, p. 203 - 211, 2006.
- BENTO, Alessandra Pellizzaro. **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton - biofilme**.



- Florianópolis, 197 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2005.
- BEYRUTH, Z. **Comunidade Fitoplancônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92 Aspectos Ecológicos, Sanitários e Subsídios para Reabilitação da Qualidade Ambiental.** São Paulo. 190p. 1996.
- BICUDO, C. E. M, BICUDO, R. M. T. **Algas de águas Continentais Brasileiras - Chave Ilustrada para Identificação de Gêneros.** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências. São Paulo. 227p. 1970.
- BOURRELLY, P. **Les Algues d'eau douce. Initiation a la systématique. III. Les algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines.** Paris. Édition N. Boubée & Cie. 512 p. 1972.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária.** 3ª ed. São Paulo. CETESB. 616p. 1986.
- BRITTO, E. R. **Introdução à biologia sanitária.** Rio de Janeiro: DTP, p. 200, 1994.
- BRASIL. **Decreto Federal nº49.974-A de 21 de janeiro de 1961.** Regulamenta, sob a denominação de Código Nacional de Saúde, a Lei 2312/54 de "Normas Gerais sobre Defesa e Proteção da Saúde". Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 1961.
- BRASIL. **Manual de Saneamento.** Fundação Nacional da Saúde. Ministério da Saúde. Brasília, DF, 2004.
- CAIRNS Jr. J. & PRATT, J. R. **A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates.** In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.** p. 10 - 27, New York: Chapman & Hall, 1993.
- CAMPBELL, D. J. V. **Environmental Management of Landfill Sites.** Journal IWEN, n.7, p. 170-174, 1993.
- CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS, A.; BONToux, J. **Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond.** Wat. Sci. Tech., 33(7): 199- 206, 1996.
- CHERNICHARO, C.A. L. and Von Sperling, M. **"Urban Wastewater Treatment Technologies and the Implementation of Discharge Standards in Developing Countries,"** Urban Water. 4(1): 150- 114, 2002.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA Nº357/2005,** de Março de 2005, 2005.
- CRUZ, L. S.; DIAS JR., C.; KELLER, R.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F. **Variações temporais do fitoplâncton e de parâmetros físico-químicos em lagoas de estabilização facultativas tratando esgotos sanitários em regime de batelada.** In: XXIII Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1CD-ROM, Campo Grande, MS, 2005.

- DAPENA-MORA, A.; FERNÁNDEZ, I.; CAMPOS, J.L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R.; JETTEN, M.S.M. **Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production.** Enzyme Microbial Technology. Accepted Manuscript. p.29, 2006.
- DEN CAMP, H.J.M.O.; KARTAL, B.; GUVEN, D.; VAN NIFTRIK L.A.M.P.; HAAIJER, S.C.M.; VAN DER STAR, W.R.L.; VAN DE PAS-SHOONEN, K.T.; CABEZAS, A.; ING, Z.; SCHMID, M.C.; KUYPERS, M.M.M.; VAN DE VOSSENBERG, J.; ARHANGI, H.R.; PICIOREANU, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G.; STROUS, M. JETTEN, M.S.M. **Global impact and application of the anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) bacteria.** Biochemical Society Transactions. vol. 34. p. 174 -178, 2006.
- DOMITROVIC, Y. Z.; ASSELBORN, V. M.; CASCO, S. L. **Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina.** Rev. Bras. Biol., v. 58, n. 3, p. 359-382, 1998.
- EGLI, K.; BOSSHARD, F.; WERLEN, C.; SIEGRIST, H.; ZEHNDNER, A. J. B. e MEER J. R. **Microbial Composition and Structure of a Rotating Biological Contactor Biofilm Treating Ammonium-Rich Wastewater without Organic Carbon.** Microbial Ecology, v.45, p. 419 - 432, 2003.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2ª edição. Editora Interciência. 602 p, 1998.
- FERRARA, R. A. **Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds.** Journal of the Water Pollution Control Federation, 54 (4), 1982.
- FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, Joinville, 2003. Anais... Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.
- FINKLER, R. **Desempenho dos Reatores de Bancada com Aeração como Tratamento Biológico para Líquido Percolado.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas). Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 1999.
- FINKLER, R. **Avaliação do Efeito Tóxico de Líquidos Percolados sobre o Sistema Reprodutivo de *Daphnia magna*.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- FLECK, E. **Sistema Integrado por Filtro Anaeróbio, Filtro Biológico de Baixa Taxa e Banhado Construído Aplicado ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

- FUJI, T.; SUGINO, H.; ROUSE, J.D.; FURUKAWA, K. **Characterization of the microbial community in an anaerobic ammonium-oxidizing biofilm cultured on a nonwoven biomass carrier.** J. Biosci. Bioeng. Vol 94. p. 412- 418, 2002.
- FUKUNAGA, I.; TAKAMIZAWA, K.; INOUE, Z.; HASEBE, T.; KONAE, M.; HATANO, K.; MORI, S. **Appearance of plankton and its correlation with water quality in the stabilization ponds at a seabased dredged sludge disposal site.** Environ. Technol., 13(5): 449-460, 1992.
- GERBA, C. P. **Microbial Pathogens in Municipal Solid Waste.** In: Microbiology of Solid Waste. A. C. Palmisano and M. A. Barlaz (org). CRC Press. p.155-173, 1996.
- GOTARDO, J. T. **Perfil Longitudinal de uma Lagoa Facultativa de Tratamento Secundário de Esgoto Doméstico Aplicada nas Condições Ambientais do Sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- HERLIHY, A.T.; MILLS, A.L.; HORNBERGER, G.M.; BRUCKER, A.E. **The Importance of Sediment Sulfate Reduction to the Sulfate Budget of an Impoundment Receiving Acid Mine Drainage.** Water Resources Res., 23, p. 287-292, 1987.
- HOSETTI, B. & FROST, S. **A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 28(2): 193-218, 1998.
- HUANG, L.; CHEN, Y.; ZHOU, H.; LUO, S.; LARI, C. e QU, L. **Characterization of methanogenic Archae in the leachate of a closed municipal solid waste landfill.** In: Microbiology Ecology, v. 46, p. 171 - 177, 2003.
- JUNQUEIRA, L. C.; CARNEIRO, J. **Biologia Celular e Molecular.** 5ª edição, editora Guanabara. Rio de Janeiro, RJ. 260p, 1991.
- KEENAN, J. D.; STEINER, R. L.; FUNGAROLI, A. A. **Landfill Leachate Treatment.** Journal of WPCF, Vol. 56, n.1. p.27-33, 1984.
- KELLNER, E; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação.** Rio de Janeiro: ABES. p. 244, 1998.
- KELLNER, E.; PIRES E. C. **Influence of The Thermal Stratification in the Hydraulic Behavior of Stabilization Ponds.** In: Conferência Latino Americana em Lagunas de Estabilizacion y Reuso, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n], p.187-198, 2000.
- KIELING, D.D. **Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxica.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina – Departamento de Engenharia Química e de Alimentos. Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Florianópolis, p. 106, 2004.

- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. **Oekologie der tierischen Saprobien**. In: International Review der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. v. 2, p. 126 - 152, 1909.
- KÖNIG, A. **Biologia de lagoas de estabilização**, capítulo 2. In: MENDONÇA, S. R. Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos. João Pessoa, PB. 388p, 1990.
- KÖNIG, A. **Biologia de las lagunas de estabilización: algas**. In: Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de riego. Mendonça, S.R. (coord.). Ed. McGrawHill, p. 44-67, 2000.
- LAYBOURN-PARRY, J.; BOYALL, J.; ROGERS, P. **The role of flagellated and ciliated protozoa in lagoon and grass filter sewage treatment systems**. Wat. Res. 33(13): 2971-2977, 1999.
- LEDESMA, M. T. O., GÓMEZ, J. S., RIVERA, R. C. & VALENCIA, M. N. R. **Método de Balance de Água para la Estimación de la Generación de Líquidos Percolados em Rellenos Sanitarios**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000. Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 521p. CD-ROM, 2000.
- LIMA, C. A. A.; MUCHA, M. S.; TELES, R. B.; CUNHA, R. **Estudos Preliminares de Estimativa de Produção Chorume e Avaliação de Alternativas de Tratamento – Estudo de Caso: Novo Aterro de Ribeirão Preto – SP**. In: Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Campo Grande, MS, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.
- LIMA, L. M. Q., **Tratamento de Lixo**. 2ª ed. São Paulo: Hermus, 1991.
- LINDEMAN, R. **The trophic – dynamic aspect of ecology**. Ecology 23: 399-418 apud RICKLEFS, R. E. (1996). A economia da natureza. Traduzido para o Português por BUENO, C.; SILVA, P. P. de Lima. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio Janeiro, RJ. 470p, 1942.
- LOBO, E ; LEIGHTON, G. **Estructuras Comunitarias de las Fitocenosis Planctonicas de los Sistemas de Desembocaduras de Rios e de la Zona Central del Chile**. Rev. Biol. Mar. 22(1) : 1-29p. 1986.
- MAIZONAVE, C. R. M.; ANDRADE, R. R.; SCHERER, K. D.; MOURA, L. M.; FLORES, C. P. **Diversidade de gêneros fitoplanctônicos na foz do rio Gravataí e sua relação com a qualidade da água**. In: IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. ABES (Org.), 1 CD-ROM, Porto Alegre, RS, 2004.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C. e RITTER, E. **Wetland para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ)**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, p.108 - 112, 2006.

- MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. **Waste Stabilization ponds: A desing manual for eastern Africa**. Lagoon Technology International Ltda. England. 1992.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Waste stabilization pond research: experimental methods and data analysis**. In: Seminário regional de investigacion sobre lagunas de estabilizacion. Anais, Lima. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitária y Ciencias del ambiente, 1986.
- MARTINS, C. L.; SILVA, J. D.; RODRIGUES, M, C.; MÁXIMO, V. A.; CASTILHOS JR, A. B. **O Uso Conjugado de Processos Físico-Químicos e Biológicos para o Tratamento de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários no Estado de Santa Catarina**. In: Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Campo Grande/MS, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.
- MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. **Terciary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance**. Water. Research. v.33 (7). p.1-13, 1999.
- MENDONÇA, S. R. **Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. Paraíba: Editora Universitária, 388p, 1990.
- MONTEGGIA, O. P, SOBRINHO P. A. **Lagoas Anaeróbias**. In: CAMPOS, J. R (coord). Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, p.464, 1999.
- MORENO, M. D. et al. **Modeling the performance of deep waste stabilization ponds**. Wat. Res. Bull. v. 24, n. 2, p. 377-386, 1988.
- NUSH, E. A. **Comparison of different methods for clorophyll and phaeopigment determination**. *Archive. Hydrobiological. Beith. Stuttgart*, 14: 14-36, 1980.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Tradução TRIBE, C. J. Editora Guanabara Koogan S. A Rio de Janeiro, RJ. 434p, 1988.
- OSWALD, W. J. **Micro-algae and waste-water treatment**. In: Micro-algal biotechnology. ED. Borowitzka & Borowitzka, Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, p. 305- 328, 1988.
- OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B.; LUDWIG, H. F.; LYNCH, V. **Growth characteristics of *Chorella pyrenoidosa* cultured in sewage**, In: Algae symbiosis in oxidation ponds. *Sew. Ind. Wastes*, 25: 26-37. In: KÖNIG, A. Biologia de lagoas de estabilização, capítulo 2. In: MENDONÇA, S. R. Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos. João Pessoa, PB. 388p, 1953.
- PANO, A. MIDDLEBROOKS, E. J. **Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds**. Water Pollution Control Federation, 54(4): 1982.
- PEARSON, H. **The Influence of Pond Geometry and Configuration on Facultative and Maturation Waste Stabilization Pond - Performance and Efficiency**. Wat. Sci. Tech., v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.

- PIÑEDA, S. **Manejo y Disposición de Residuos Sólidos Urbanos**. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Panamericana Formas e Impresos, 1998.
- PRESCOTT, G. W. **The algae: a review**. Dehra Dun: Bishen Singh Mahendra Pal Singh, Koenigstein: O. Koeltz Science, p. 436, 1984.
- QASIM, S.R., CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate - Generation, Control and Treatment**. EUA: Technomic, 1994.
- RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHORN, S. E. **Biologia Vegetal**. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 5 ed. 1996.
- REGINATTO, V. ; TEIXEIRA, R. M. ; PEREIRA, F. ; SCHMIDELL, W. ; MENES, J. ; ETCHEBERERE, C. ; FURIGO JUNIOR, A. ; SOARES, H. M. **Anaerobic Ammonium Oxidation in Bioreactor Treating Slaughterhouse Wastewater**. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v.22, n.4, p. 593-600, 2005.
- REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality Data**. Report 97-3, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, 31-53. 1998.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Traduzido para o Português por BUENO, C.; SILVA, P. P. de Lima. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio Janeiro, RJ. 470 p, 1996.
- ROCHA, E. M. R.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; JUCÁ, J. F. T. **Estudo do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca e Tratado pelo Sistema de Lagoas de Estabilização**. In: Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Campo Grande, MS, 2005. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2005.
- SCHNNOR, J. L. **Environmental Modeling: Fate and transport of pollutants in water, air and soil**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1996.
- SCHWOERBEL, J. **Métodos de Hidrobiologia**. Madrid, Espanha, Hermann Blume ediciones, 255p. 1975.
- SEGATO, L. M. ; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. Porto Alegre, 2000. Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. CD-ROM, 2000.
- SILVA, R. L. **Comunidades de cianobactérias e algas em sistemas de abastecimento e tratamento de águas residuárias**. Disciplina da pós-graduação em Biologia Vegetal, UFSC. Apostila, 2002.
- SILVA, J.D. **Tratamento de Lixiviados de Aterro Sanitário por Lagoas de Estabilização em Série. Estudo em Escala Piloto**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2007.

- SILVA, J.D. ; KOGA, E. M.; MARTINS, C. L.; RIBEIRO, R. H. C.; CASTILHOS JR, A. B. **Sistema de Lagoas de Estabilização Aplicadas ao Tratamento de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários**. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre, RS, 2006. Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-ROM, 2006.
- SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. ABES: Rio de Janeiro, 1979.
- SLADECEK, A. **System of Water Quality From the Biological Point of View**; Archiv Fur Hydrobiologie Beiheft. Ergebnisse der Limnologie, 218p. 1973.
- SOUSA, A. A. P. **Remoção de Matéria Orgânica, Sólidos Suspensos e Indicadores Bacteriológicos em Lagoas de Estabilização em Escala Real** Dissertação. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.
- STONE, R. W.; PARKER, D. S.; COTTERAL, J. A. **Upgrading dairy shed waste stabilization pond performance using mechanical aerators**. 39th NZWWA Conferência Anual, Rotorua, 1975.
- STREBLE, H. & KRAUTER, D. **Atlas de los Microorganismos de Agua Dulce**. La vida em uma gota de água. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 364p, 1987.
- STROUS, M.; HEIJNEN, J.J.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. **The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium – oxidizing microorganisms**. Appl Microbiol Biotechnol. Vol 50, p. 589-596, 1998.
- TOH, S.K., WEBB, R.I., ASHBOLT, N.J. **Enrichment of Autotrophic Anaerobic Ammonium-Oxidizing Consortia from Various Wastewaters**. Microbiol Ecology. v. 43, p. 154-167, 2002.
- UEHARA, M. Y.; VIDAL, W. L. **Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas**. São Paulo: CETESB – Série manuais. 91p, 1989.
- VAN HAANDEL, A. C. & CAVALCANTI, P. F. F. In: PROSAB 2 – TEMA IV – Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos Urbanos. **Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários**. p. 3-27, 2001.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte: UFMG. 134 p. 1996.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: UFMG. 243 p. 2002.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOARES, A.M.E.; and Zerbini, A.M. **Evaluation and modelling of helminth eggs removal in baffled and unbaffled ponds treating anaerobic effluent**. Water Science & Technology Vol 48 No 2 pp 113–120, 2003.

- WASHINGTON, H. G. **Diversity biotic and similarity indices: A review special relevance to aquatic ecosystems.** Water Reserch, v.18, p.653 - 694, 1984.
- WPC. **Nutrient Control.** Manual of Practice FD-7 Facilities Design. Water Pollution control Federation. 203p, 1983.
- ZULKIFLI, H. **Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques.** Thèse, Université de Montpellier I, Montpellier, France, 206p, 1992.